

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC

MÉMOIRE
PRÉSENTÉ À
L'UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À CHICOUTIMI
COMME EXIGENCE PARTIELLE
DE LA MAÎTRISE EN RESSOURCES RENOUVELABLES

PAR
TOMMY LAROUCHE
B.Sc

CONNECTIVITÉ DES LARVES DE PERCHAUDE DANS LE FLEUVE SAINT-
LAURENT

AOÛT 2015

RÉSUMÉ

Jusqu'à tout récemment, la population de perchaude du lac Saint-Pierre (LSP) et de l'estuaire fluvial du Saint-Laurent faisait l'objet de pêches commerciale et sportive, mais depuis 2012, un moratoire interdisant toute forme de pêche a été instauré pour une période de cinq ans. Malgré la réduction de l'effort de pêche, l'effondrement du stock a été confirmé en 2011 et les perspectives de son rétablissement à court terme étaient faibles. La dégradation des habitats de reproduction et des aires d'alevinage a été identifiée comme l'une des principales causes qui empêche l'espèce de compléter son cycle de vie dans cette portion du fleuve Saint-Laurent. Chez les poissons, il est reconnu que la dispersion et la rétention des individus lors des jeunes stades de vie sont des mécanismes essentiels pour la régulation de l'abondance et la persistance des populations. En 2011, des larves de perchaude ont été échantillonnées dans le Saint-Laurent entre Montréal et Québec afin de localiser les principales sources de production et de quantifier les processus de dispersion/rétention des larves de perchaude. Pour ce faire, l'empreinte élémentaire au cœur de l'otolithe a été utilisée comme marqueur naturel du lieu de production des larves. Elle a été mesurée avec un spectromètre de masse couplée à un plasma inductif avec ablation au laser (LA-ICP-MS) chez des larves nouvellement écloses et chez d'autres plus âgées. L'origine des larves âgées a par la suite été estimée, ce qui a permis de quantifier la dispersion/rétention et ainsi, obtenir la contribution des diverses zones d'éclosion et des aires d'alevinage. Les résultats confirment que l'empreinte élémentaire de l'otolithe est représentative de l'habitat de la perchaude dans l'aire d'étude. Malgré la détérioration de ses habitats, le sud du LSP supporte encore des habitats essentiels pour les jeunes stades de vie de la perchaude. Ce secteur s'est avéré être l'une des principales sources de production larvaire de l'aire d'étude, suivie du secteur aval-sud. Ces secteurs se sont montrés être à la fois des zones d'éclosion et des aires d'alevinage pour les larves, où un niveau de rétention élevé y a aussi été observé. De plus, la dispersion s'avère aussi un mécanisme régulant la distribution des larves puisque d'importants couloirs de dispersion ont été identifiés entre les différents secteurs de l'aire d'étude. Ainsi, la rétention des larves en milieu littoral apparaît comme l'un des principaux processus régissant la distribution des larves sur la rive sud du LSP de même qu'en aval. La dispersion serait toutefois un mécanisme tout aussi important pour le soutien de la population. D'après ces résultats, la restauration des habitats de reproduction et de croissance apparaît être un prérequis au rétablissement de la population de perchaude du LSP et de l'estuaire fluvial. Cette étude souligne aussi l'importance de maintenir ou d'améliorer la connectivité entre les secteurs, mais aussi à plus petite échelle, entre les lieux de fraie et d'alevinage afin de relever l'abondance de la population.

REMERCIEMENTS

Ce projet de maîtrise n'aurait sans doute pu aboutir sans l'aide et l'implication de nombreux intervenants. Tout d'abord, je tiens à remercier Pascal Sirois, non seulement mon directeur de recherche, mais également l'une de mes références professionnelles les plus significatives. Tout au long de mon parcours à l'UQAC, Pascal m'a donné l'opportunité de participer à de nombreux projets qui m'ont permis d'acquérir une formation académique exceptionnelle. Il a su être compréhensif, généreux et patient à l'égard de ma personne et de mon travail. Je lui en serai toujours reconnaissant. Mes remerciements vont également à mon codirecteur Marc Mingelbier ainsi qu'à Frédéric Lecomte, mes conseillers scientifiques de première ligne qui m'ont partagé leurs connaissances sur le Saint-Laurent. Merci à Angélique Lazartigues pour m'avoir accordé, à de multiples reprises, son aide dans le traitement des échantillons et des données. Merci aux membres d'évaluation du mémoire, Philippe Brodeur et Pierre Magnan.

Merci à toutes les équipes d'échantillonnage pour leur contribution technique au projet, particulièrement à Olivier Morissette et à Patrick Plourde-Lavoie pour leur aide sur le terrain et surtout pour le tri des échantillons en laboratoire. Merci à Anne-Lise Fortin pour son support inconditionnel dans le laboratoire et aussi pour l'aide apportée à l'identification des larves. Je témoigne également ma gratitude à tous les membres du laboratoire des sciences aquatiques qui ont rendu l'environnement de travail si agréable et enrichissant.

Sur le plan personnel, je tiens à remercier ma famille et mes amis, plus spécialement, ma mère et mes sœurs, qui ont toujours cru en moi et qui se sont intéressées à l'univers «étrange» dans lequel je travaille. Je ne saurais trouver les mots pour exprimer toute ma reconnaissance envers la femme de ma vie Marie-Danielle qui, durant toutes ces années, m'a soutenu moralement, m'a conseillé, a contribué à mon épanouissement et au maintien de mon équilibre mental. Aussi, merci Marie pour tout ton temps consacré à l'amélioration de mon orthographe!

D'un point de vue philosophique, je m'incline devant la vie qui, dans toute sa splendeur et sa cruauté, constitue le carburant de ma passion qu'est la biologie.

Finalement, cette recherche n'aurait pu être réalisée sans les appuis financiers des organismes subventionnaires tels que le Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada, le regroupement Ressources Aquatiques Québec, l'Université du Québec à Chicoutimi et le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....	ii
REMERCIEMENTS.....	iii
TABLE DES MATIÈRES	v
LISTE DES TABLEAUX	vi
LISTE DES FIGURES.....	vii
CHAPITRE 1. INTRODUCTION	1
1.1 Crise des pêcheries	2
1.2 Dispersion, rétention et connectivité chez les larves de poisson	3
1.3 Chimie des otolithes.....	6
1.4 La perchaude du fleuve Saint-Laurent	8
1.5 Objectifs de l'étude	12
CHAPITRE 2. MÉTHODES	15
2.1 Aire d'étude.....	16
2.2 Échantillonnage	16
2.3 Traitement des échantillons	17
2.4 Empreinte élémentaire	20
2.5 Traitement des données	22
2.6 Analyses statistiques.....	23
CHAPITRE 3. RÉSULTATS.....	27
3.1 Définition des masses d'eau et abondance larvaire	28
3.2 Empreinte élémentaire à l'éclosion des prolarves	31
3.3 Zones d'éclosion des postlarves	35
CHAPITRE 4. DISCUSSION	38
4.1 Zones d'éclosion	39
4.2 La rétention, un mécanisme structurant	44
4.3 La dispersion, un mécanisme de soutien	49
4.4 Variabilité des estimations	54
4.5 Perspectives de gestion	56
RÉFÉRENCES	59
ANNEXE	71

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Principaux caractères utilisés pour définir les stades (A-H) de développement des jeunes perchaudes.	19
Tableau 2. Limite de détection (LD) et limite de quantification (LQ) moyennes (écart type) en ppm des éléments sélectionnés selon les empreintes élémentaires à éclosion et à la dispersion.	23
Tableau 3. Variables physico-chimiques et caractéristiques moyennes (\pm écart type) des prolarves et des postlarves (LS : longueur standard, HA : hauteur à l'anus, SV : sac vitellin) pour chaque secteur (Am-n : amont-nord, Am-s : amont-sud, LSP-n : lac Saint-Pierre nord, LSP-s : lac Saint-Pierre sud, Av-n : aval-nord, Av-s : aval-sud).	30
Tableau 4. Comparaisons par paires de l'empreinte élémentaire entre chaque secteur calculées par permutation (PERMANOVA). Les valeurs au-dessus de la diagonale correspondent à la statistique de t et celles sous la diagonale sont les valeurs de p . Les relations statistiquement significatives sont présentées en gras.	33
Tableau 5. Succès de reclassification des prolarves à leur secteur d'éclosion résultant de l'analyse discriminante quadratique (ADQ). Les valeurs en gras représentent le nombre de prolarves qui ont correctement été réassignées. .	35
Tableau 6. Assignation (%) des postlarves d'origine inconnue aux sites d'éclosion en utilisant l'estimateur du maximum de vraisemblance de HISEA. L'incertitude correspond à l'erreur type et les valeurs en gras indiquent les principales réassignations associées à une faible erreur.	37
Tableau A1. Proportion des échantillons ayant une concentration supérieure à la limite de détection (LD) et à la limite de quantification (LQ) pour tous les éléments/isotopes quantifiés.	75
Tableau A2. Composition réelle et composition évaluée à l'aide de l'estimateur du maximum de vraisemblance de HISEA pour 20 prolarves soustraites de la base de données de référence et traitées comme un échantillon mixte d'origine inconnue. L'incertitude correspond à l'erreur type. Am-n : amont-nord, Am-s : amont-sud, LSP-n : lac Saint-Pierre nord, LSP-s : lac Saint-Pierre sud, Av-n : aval-nord, Av-s : aval-sud.	76

LISTE DES FIGURES

- Figure 1.** Portion du fleuve Saint-Laurent échantillonnée dans laquelle les stations sont illustrées par les petits points noirs. Les lignes pointillées représentent les limites entre les trois sections d'eau douce du fleuve (tronçon fluvial, lac Saint-Pierre (LSP), estuaire fluvial). Le polygone indique la région de la transition de la population de perchaude adulte de la rive sud du lac Saint-Louis jusqu'à Contrecoeur et celle du LSP jusqu'à la ville de Québec d'après Leclerc et al. (2008). 17
- Figure 2.** Concentration élémentaire moyenne (en ppm) du cœur des otolithes des prolarves pour chaque secteur. Les barres d'erreur représentent l'erreur type et les lettres différentes indiquent les concentrations moyennes qui diffèrent significativement (ANOVA avec test *a posteriori* HDS Tukey, $p < 0,05$). 32
- Figure 3.** Ordination de l'analyse discriminante quadratique (ADQ) de l'empreinte élémentaire des prolarves à l'éclosion. Les ellipses représentent l'intervalle de confiance à 95 % sur les moyennes. 34
- Figure 4.** Modèle conceptuel de la dispersion et de la rétention des postlarves de perchaude entre les six secteurs étudiés. Le gris foncé représente les trois secteurs nord et le gris pâle représente ceux du sud. La taille des flèches est proportionnelle à la contribution des postlarves pour chaque secteur. 46
- Figure A1.** Stades de développement de la perchaude (*Perca flavescens*) 72

CHAPITRE 1

INTRODUCTION

1.1 Crise des pêcheries

Globalement, les experts s'accordent sur le déclin des pêcheries commerciales dans les océans (Jackson et al. 2001; Worm et al. 2009) et dans les eaux continentales (Beeton 2002; Allan et al. 2005). La surpêche est généralement considérée comme l'une des causes majeures de ce déclin. Parallèlement, de récentes études ont proposé que la pêche récréative, qui a longtemps été considérée comme une activité de faible impact sur les pêcheries, est aussi une cause potentielle du déclin des stocks de poissons et de la dégradation des habitats aquatiques (McPhee et al. 2002; Post et al. 2002; Cooke & Cowx 2006). Afin d'inverser la situation, plusieurs mesures de gestion ont été instaurées dans le but de réduire la mortalité par la pêche, comme la réduction des quotas et des permis, la réglementation des engins de pêche et une gestion fondée sur l'approche écosystémique. Cependant, une diminution de la pression de pêche ne garantit pas nécessairement le redressement des populations effondrées, comme c'est actuellement le cas dans certaines des grandes pêcheries du nord-est de l'Atlantique (Gascuel et al. 2014), avec la morue du nord-ouest de l'Atlantique (MPO 2014) ou pour certaines pêcheries continentales, comme celle de la perchaude au lac Saint-Pierre (LSP) dans le fleuve Saint-Laurent (Magnan et al. 2008).

Le déclin des stocks exploités a souvent été attribué à une gestion peu efficace due à la difficulté de prédire la variabilité dans le recrutement des poissons

(Rothschild 2000; Houde 2008). Le recrutement se définit comme étant la survie d'une cohorte de poissons à la fin de la première année de vie et il constitue la principale source de nouveaux individus au sein d'une population (Cowan & Shaw 2002). Dans une perspective orientée vers les pêcheries, le recrutement signifierait plutôt qu'il y ait survie des poissons jusqu'à l'atteinte d'une taille exploitable (Myers 2002). Bien avant le début du XX^e siècle, les fluctuations d'abondance chez les poissons avaient été remarquées, mais ce n'est qu'avec l'étude de Hjort (1914) que les premières hypothèses ont été formulées afin de comprendre la variabilité dans le recrutement. Une des conclusions les plus significatives du travail de Hjort (1914) est que la force des classes d'âge est principalement déterminée durant le début du stade larvaire. Cette conclusion est principalement fondée sur deux éléments : les conditions d'alimentation auxquelles les poissons sont soumis durant ces stades et les mouvements passifs de ces mêmes stades sous l'influence des courants. Encore aujourd'hui, il est fondamental de connaître les processus gouvernant le transport des jeunes stades de vie afin de mieux comprendre les mécanismes de régulation des populations de poissons.

1.2 Dispersion, rétention et connectivité chez les larves de poisson

Avec le développement de nouvelles techniques (p. ex. génétique, marqueurs naturels et artificiels, modélisation), le concept théorique de métapopulation est apparu. Introduit par Levins (1969) et développé plus largement durant les années 1990, l'approche moderne du concept réfère à la

représentation qu'une métapopulation est constituée de populations locales séparées géographiquement par différents types de barrières (p. ex. habitat inadéquat, barrage, masse d'eau, distance), mais qui interagissent par le biais de la migration et du flux génique (Hanski & Gaggiotti 2004). À l'aide de modèles, plusieurs études ont démontré que les échanges entre les populations locales sont essentiels à la persistance des espèces en maintenant un équilibre entre les processus de colonisation et d'extinction (revu par Levin 1974; Hanski 1998; Hastings & Botsford 2006). Appliqué en nature, ce concept connu sous le terme de connectivité fait référence au degré avec lequel une production locale peut réguler l'abondance d'une autre population séparée géographiquement (Warner & Cowen 2002).

D'abord majoritairement étudiée en milieu marin, la connectivité implique qu'il y ait dispersion d'individus dans l'environnement (Cowen & Sponaugle 2009). Généralement, chez les poissons, la dispersion passive par advection se produit lors des jeunes stades de vie, car leur capacité natatoire limitée ne leur permet pas de résister entièrement aux processus physiques des courants (Fortier & Leggett 1982; Pavlov 1994; Reichard & Jurajda 2007). Bien que la dispersion soit considérée comme la pierre angulaire du concept de connectivité (Webster et al. 2002; Hastings & Botsford 2006) et de plusieurs hypothèses comme le «member/vagrant» de Sinclair (1988), elle demeure difficile à mesurer (Pineda et al. 2007) et elle est peu documentée de façon empirique (Kraus & Secor 2005; Thorrold et al. 2007). Plusieurs études ont démontré que le transport des larves

pouvait s'effectuer sur de longues distances en milieu marin (Roberts 1997; Reisser et al. 2014) ainsi qu'en eau douce (Dettmers et al. 2005; Weber et al. 2011). D'autres études ont plutôt suggéré que la dispersion des larves est limitée et que le processus de rétention est davantage exprimé (Laprise & Dodson 1989b; Cowen et al. 2000; Jones et al. 2005; Bradbury et al. 2008). Contrairement à la dispersion, la rétention fait généralement intervenir une composante active permettant aux organismes de demeurer dans un habitat favorable (Laprise & Dodson 1989a; Bradbury et al. 2008; Schludermann et al. 2012). Il existe donc peu de consensus à ce sujet, d'autant plus que les études ne sont généralement pas réalisées à la même échelle spatiale et temporelle. Par exemple, la dispersion dans les océans peut s'effectuer avec plus ou moins d'orientation et sans restriction d'espace, tandis que la dispersion dans une rivière risque d'être davantage unidirectionnelle et confinée. La distribution spatiale des larves est donc régie par l'interaction complexe de variables abiotiques et biotiques (revu par Pavlov et al. 2008; Cowen & Sponaugle 2009) qui diffèrent souvent selon les systèmes, les espèces et les stades de vie (Lechner et al. 2013).

La première étape pour mesurer la dispersion des larves de poisson est d'identifier leurs sources de production (Levin 2006). La trajectoire entre les sites d'éclosion et les zones de croissance ou de capture peut ainsi être estimée et elle peut constituer une mesure directe de la connectivité. L'obtention d'une telle mesure nécessite de suivre les larves en mouvement à travers l'environnement (Thorrold et al. 2007). La production de connaissances empiriques sur les

mécanismes de transport larvaire est en réalité limitée et difficile à obtenir, car l'acquisition de données est entravée par la petite taille des larves, le comportement larvaire et la nature complexe de leur environnement (Pineda et al. 2007; Cowen & Sponaugle 2009). Plusieurs approches ont été utilisées avec succès pour étudier la connectivité (Fullerton et al. 2010). Chez les jeunes stades de vie, l'utilisation de marqueurs naturels s'est révélée l'un des outils les plus avantageux, car tous les individus sont naturellement marqués (Thorrold et al. 2002).

1.3 Chimie des otolithes

Un marqueur naturel doit se conserver dans une structure solide et persistante durant tout le cycle de vie de l'organisme et il doit être capable de représenter les conditions passées de l'environnement dans lequel l'organisme a évolué (Levin 2006). Chez les poissons, l'otolithe permet de déterminer avec précision l'âge, d'estimer les taux de croissance, de quantifier la mortalité et de connaître les habitats utilisés (Campana 1999; Houde 2008). La faculté de l'otolithe à enregistrer les variations naturelles des conditions physico-chimiques de l'environnement permet de laisser une marque permanente du séjour des individus dans différentes masses d'eau (Thorrold et al. 2002). L'enregistrement de l'historique des habitats est rendu possible grâce à certaines qualités intrinsèques de l'otolithe. Premièrement, le processus de formation de l'otolithe implique l'ajout d'une couche (strie d'accroissement) de carbonate de calcium (CaCO_3) selon un

cycle journalier (Panella 1971). Par la suite, lors de l'ajout des couches de CaCO_3 , des éléments traces sont incorporés principalement par substitution au Ca et proportionnellement à certaines caractéristiques physiques et chimiques de l'environnement (Campana 1999). Finalement, une fois la strie déposée, le matériel ne subit pas de résorption ou de transformation (Campana & Neilson 1985). À l'aide d'expériences contrôlées en laboratoire, Bath et al. (2000) et Elsdon & Gillanders (2004) ont démontré que l'incorporation du strontium (Sr) et du baryum (Ba) dans l'otolithe était proportionnelle aux concentrations contenues dans l'eau ambiante. Il a aussi été établi que la température et la salinité de l'eau influencent l'incorporation du Sr, du Ba et du magnésium (Mg), mais que la concentration de ces éléments dans l'eau demeure le facteur le plus important (Martin et al. 2004; Miller 2011). Le processus d'absorption des éléments traces dans l'otolithe demeure un mécanisme complexe puisqu'il est régi par l'interaction des conditions physico-chimiques, mais aussi avec d'autres variables biologiques telles que la croissance (Elsdon & Gillanders 2004; Miller 2011). L'analyse de la composition des éléments traces contenus dans l'otolithe (analyse de l'empreinte élémentaire) est donc très appropriée pour l'étude de la connectivité chez les poissons puisqu'elle permet de suivre les individus à travers des masses d'eau ayant des propriétés physico-chimiques différentes. La chimie des otolithes a largement contribué à étudier le concept de connectivité et de dispersion larvaire en milieu marin (revu par Elsdon et al. 2008), en milieu estuarien (p. ex. Gillanders 2002) et de façon plus limitée, en eau douce (p. ex. Crook et al. 2013). Par

exemple, à partir de l'analyse de l'empreinte élémentaire des otolithes de perchaude, Brazner et al. (2004a) et Pangle et al. (2010) ont mis en évidence la possibilité d'identifier les zones de production dans les Grands Lacs et de caractériser les déplacements afin de quantifier la contribution de ces zones d'alevinage au recrutement. En milieu estuarien, une analyse similaire sur les otolithes d'éperlan arc-en-ciel a aussi permis d'identifier les sources de production dans la région côtière de Terre-Neuve (Bradbury et al. 2011).

1.4 La perchaude du fleuve Saint-Laurent

De par sa topographie et ses caractéristiques hydrographiques, le Saint-Laurent peut être divisé en quatre grands secteurs : le tronçon fluvial, l'estuaire fluvial, l'estuaire moyen et l'estuaire maritime incluant le golfe (CSL 1996). Les deux premières sections sont exclusivement constituées d'eau douce et comportent des portions étroites de l'ordre d'un kilomètre de large en alternance avec trois lacs fluviaux, dont le lac Saint-Pierre s'élargissant sur près de 15 km. Ce lac peu profond (>4 m) est caractérisé par une vaste plaine d'inondation qui se déploie durant la crue printanière et par la présence de grands herbiers aquatiques durant la saison estivale (Vis et al. 2003). Il constitue l'un des habitats essentiels du Saint-Laurent parmi les plus importants pour la reproduction d'une quarantaine d'espèces de poisson utilisant la plaine d'inondation, dont le grand brochet et la perchaude (Guénette et al. 1994; Mingelbier et al. 2005; Brodeur et al. 2006).

La perchaude *Perca flavescens* fraye au printemps en milieu littoral peu profond où ses œufs, sous la forme d'un ruban, sont enroulés autour de la végétation présente dans les milieux inondés (Mansueti 1964; Guénette et al. 1994). Selon la conception traditionnelle, à l'éclosion, les larves mesurent environ 6 mm (Norden 1961) et sont rapidement transportées passivement vers le milieu pélagique qui s'avère être un environnement profitable pour leur alimentation constituée d'organismes planctoniques (Dettmers et al. 2005; Miehl & Dettmers 2011; Weber et al. 2011). Cette phase pélagique variable selon les systèmes dure de 2 à 7 semaines (Whiteside et al. 1985) et peut se prolonger jusqu'à 16 semaines (Dettmers et al. 2005). Lorsque les jeunes perchaudes atteignent une taille d'environ 30 mm, elles retournent vers le littoral où elles adoptent un régime alimentaire constitué principalement de zoobenthos (Post & McQueen 1988). Ces études, toutes réalisées en milieu lentique, suggèrent que si cette phase pélagique survenait aussi dans un milieu plus dynamique tel qu'une rivière, les jeunes larves dériveraient sur de longues distances avant de s'établir dans une aire d'alevinage littorale éloignée du site de production. Des études réalisées au lac Saint-Pierre ont plutôt suggéré que les jeunes larves de perchaude adopteraient un comportement actif afin de demeurer dans les habitats littoraux où la végétation est dense (Bertolo et al. 2012; Paradis et al. 2014).

La perchaude est l'une des espèces les plus abondantes dans le tronçon fluvial et dans l'estuaire fluvial (Mingelbier et al. 2008). Historiquement, le Saint-Laurent a toujours produit une pêche à haut rendement, mais depuis plusieurs

années, un déclin est constaté chez la majorité des espèces pêchées (CSL 1996). En 1994, la récolte commerciale de perchaude au lac Saint-Pierre a atteint un sommet historique de 262 tonnes avant de tomber en chute libre pour atteindre 8 tonnes en 2008 (Magnan et al. sous presse). Le même constat d'effondrement a été observé chez les perchaudes retrouvées entre Bécancour et Batiscan dans l'estuaire fluvial (Magnan et al. sous presse). La situation est devenue si préoccupante, que le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP) a dû imposer un moratoire complet sur la pêche commerciale et sportive pour une période de 5 ans au LSP, à partir de 2012. Le moratoire a par la suite été étendu vers l'aval jusqu'à Saint-Pierre-les-Becquets en 2013 (figure 1). Initialement, le déclin de la perchaude du lac Saint-Pierre (LSP) a été attribué à la surexploitation couplée à plusieurs années successives de faible recrutement des cohortes (Magnan 2002). Cependant, malgré l'imposition de plusieurs mesures de gestion visant à réduire la mortalité par la pêche, le déclin s'est poursuivi jusqu'à l'atteinte d'un niveau d'abondance critique. À l'opposé, les stocks du lac Saint-Louis et du lac Saint-François, deux lacs fluviaux situés en amont de l'aire d'étude, sont considérés comme étant en santé et supportent une pêche sportive. L'absence d'un éventuel rétablissement dans la population du LSP et de l'estuaire fluvial est actuellement associée à plusieurs pressions empêchant l'espèce de compléter son cycle de vie. Selon de la Chenelière et al. (2014), l'une des causes les plus significatives de l'absence de rétablissement est la détérioration des habitats de reproduction, notamment par la conversion de certains secteurs de la plaine

d'inondation à des fins d'agriculture intensive et par la dégradation des aires d'alevinage composées de grands herbiers. On observe une disparition des herbiers aquatiques à grande échelle (de la Chenelière et al. 2014). Dans certains secteurs du lac, les plantes supérieures qui occupaient toute la colonne d'eau sont remplacées par des tapis de cyanobactéries benthiques, ayant des répercussions sur la capacité de support des habitats (Hudon et al. 2012). Plusieurs autres facteurs pourraient également limiter le rétablissement du stock tel que la perte de connectivité entre les habitats, la qualité de l'eau, l'apparition de nouvelles espèces exotiques et de prédateurs ainsi que la régularisation du niveau des eaux (de la Chenelière et al. 2014). Dans la dernière évaluation des stocks, Magnan et al. (sous presse) rapportent une diminution de l'abondance relative des perchaudes d'âge 1+ entre 2002 et 2011, confirmant ainsi le problème de recrutement.

L'une des caractéristiques importantes du tronçon fluvial et de l'estuaire fluvial du Saint-Laurent est qu'ils sont constitués de plusieurs masses d'eau distinctes qui s'écoulent de façon laminaire sur l'axe longitudinal. Les nombreux tributaires du fleuve engendrent et enrichissent ces différentes masses d'eau depuis son origine à l'exutoire du lac Ontario. Lorsqu'elles arrivent dans le Saint-Laurent, les eaux des tributaires provenant de bassins versants d'origine et de compositions différentes se mélangent très peu latéralement et forment des masses d'eau ayant des caractéristiques physico-chimiques distinctes (Yang et al. 1996; Rondeau et al. 2005; Frenette et al. 2012). Ainsi, dans le tronçon fluvial et dans une partie de l'estuaire fluvial, il est possible de distinguer plusieurs masses

d'eau principales et d'autres de moindre importance directement associées aux tributaires (CSL 1996; La Violette et al. 2003). Parmi celles-ci, trois d'entre elles couvrent la majorité de ces secteurs : l'eau de la rivière des Outaouais et des autres tributaires de la rive nord, l'eau en provenance des Grands Lacs qui s'écoule dans le chenal de navigation et l'eau des tributaires de la rive sud. Comme le bassin versant des Grands Lacs est constitué de roche sédimentaire plus facilement érodable et lessivable, les eaux vertes qui en découlent sont plus riches en métaux et en minéraux que les eaux provenant du Bouclier canadien situé sur la rive nord (CSL 1996; Rondeau et al. 2005). Avec l'amplification de la force des marées en aval, les masses d'eau finissent par se mélanger à la hauteur de Portneuf (Pelletier & Fortin 1998). La présence de masses d'eau rend donc possible l'utilisation de l'empreinte élémentaire de l'otolithe afin de retracer l'origine des larves et ainsi, éclaircir les mécanismes de dispersion et de rétention des jeunes perchaudes.

1.5 Objectifs de l'étude

Tout bien considéré, de nombreuses évidences soulignent l'importance et la difficulté d'effectuer une gestion permettant d'assurer la pérennité des ressources halieutiques, tout en tirant profit de leur exploitation. Une telle gestion doit sans équivoque être accompagnée de connaissances scientifiques sur les mécanismes qui régulent l'abondance et la persistance des populations. La présente étude a été réalisée afin d'éclaircir les facteurs qui régissent la distribution des jeunes

stades de vie de la perchaude dans la portion du fleuve Saint-Laurent située entre Montréal et Québec.

L'objectif général du projet de recherche est d'identifier les sources de production et de quantifier la dispersion/rétention des larves de perchaude afin de mesurer la connectivité durant les jeunes stades de vie. Pour ce faire, l'empreinte élémentaire de l'otolithe des zones d'éclosion a été déterminée en utilisant les larves nouvellement écloses. Ensuite, l'empreinte élémentaire au cœur de l'otolithe, qui est représentative du milieu de vie à l'éclosion, a été mesurée chez les larves plus âgées. Finalement, l'origine des larves âgées a été estimée en réassignant leur empreinte élémentaire à celle des larves à l'éclosion. En comparant l'origine estimée au lieu de capture des larves âgées, une mesure de la dispersion et/ou la rétention a été obtenue et ainsi, il a été possible d'évaluer la contribution des diverses zones d'éclosion.

À l'échelle du fleuve Saint-Laurent, quatre populations génétiquement distinctes de perchaude adulte ont été identifiées: (1) celle du lac Saint-François, (2) celle du nord du lac Saint-Louis et du lac des Deux-Montagnes, (3) celle du sud du lac Saint-Louis jusqu'au lac Saint-Pierre (LSP) et (4) celle du LSP jusqu'à la ville de Québec (Leclerc et al. 2008). La présente étude porte sur les deux dernières populations. Selon Leclerc et al. (2008), la barrière à la dispersion qui sépare ces deux populations se situerait entre Contrecoeur et le début du LSP et elle serait notamment associée à la présence de petits barrages situés à l'entrée

de l'archipel du lac Saint-Pierre (Sorel; figure 1). Récemment, de nouvelles études spécifiques au LSP suggèrent que la dispersion de la perchaude serait plus limitée que celle établie par Leclerc et al. (2008). En utilisant une approche fondée sur l'analyse des isotopes $\delta^{13}\text{C}$ et $\delta^{15}\text{N}$, Bertrand et al. (2011) ont établi que la zone d'alimentation des adultes ne dépasserait pas 2 km selon l'axe rive-chenal du LSP et que celle des juvéniles serait davantage restreinte. Parallèlement, Leung et al. (2011) ont proposé que plusieurs populations sympatriques de perchaude adulte pourraient coexister à l'intérieur du LSP en raison du degré élevé de fidélité des perchaudes envers leur site de naissance. Au stade juvénile, il a été démontré par l'analyse de l'empreinte élémentaire de l'otolithe, qu'il y a une forte proportion de recrutement local, mais que certains sites de production sont connectés via la dispersion d'individus (Lazartigues et al. en prép.). Les connaissances sur la structure interne de ces deux populations et sur leurs interactions sont insuffisantes pour qu'il y ait consensus quant à l'importance des processus de dispersion et de rétention. Dans le contexte actuel du déclin de la population de perchaude du lac Saint-Pierre et de l'amont de l'estuaire fluvial, il est nécessaire d'identifier les principales zones de production et de documenter les mécanismes (dispersion/rétention) qui régulent la distribution des larves de perchaude.

CHAPITRE 2

MÉTHODES

2.1 Aire d'étude

L'aire d'étude s'étend sur une distance de près de 300 km, entre les villes de Montréal et de Québec, couvrant une partie du tronçon fluvial, le lac Saint-Pierre et l'estuaire fluvial (figure 1). La grille d'échantillonnage comporte 58 stations qui ont été positionnées de façon à couvrir la rive nord (stations riveraines), le chenal de navigation (stations profondes) et la rive sud (stations riveraines) du fleuve.

2.2 Échantillonnage

Les larves de poisson ont été capturées lors de 5 campagnes d'échantillonnage qui ont été réalisées de la mi-avril à la fin juin 2011. L'ichtyoplancton a été récolté en tirant un filet conique de un mètre de diamètre et de mailles de 500 μm derrière un bateau. Un débitmètre a été installé au centre du filet afin d'estimer le volume d'eau filtrée. Un trait de filet a été réalisé en surface à chacune des stations riveraines (profondeur de $< 2\text{m}$) et sur l'ensemble de la colonne d'eau en double oblique pour les stations profondes du chenal de navigation pendant environ 10 minutes. Les échantillons ont été conservés dans l'éthanol 95%. Les variables physico-chimiques (conductivité ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), turbidité (NTU), oxygène dissous ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$), température ($^{\circ}\text{C}$), pH et profondeur (m)) ont également été recueillies à toutes les stations à l'aide d'une sonde multi-paramètres de type CTD (Sea-Bird Electronics®).

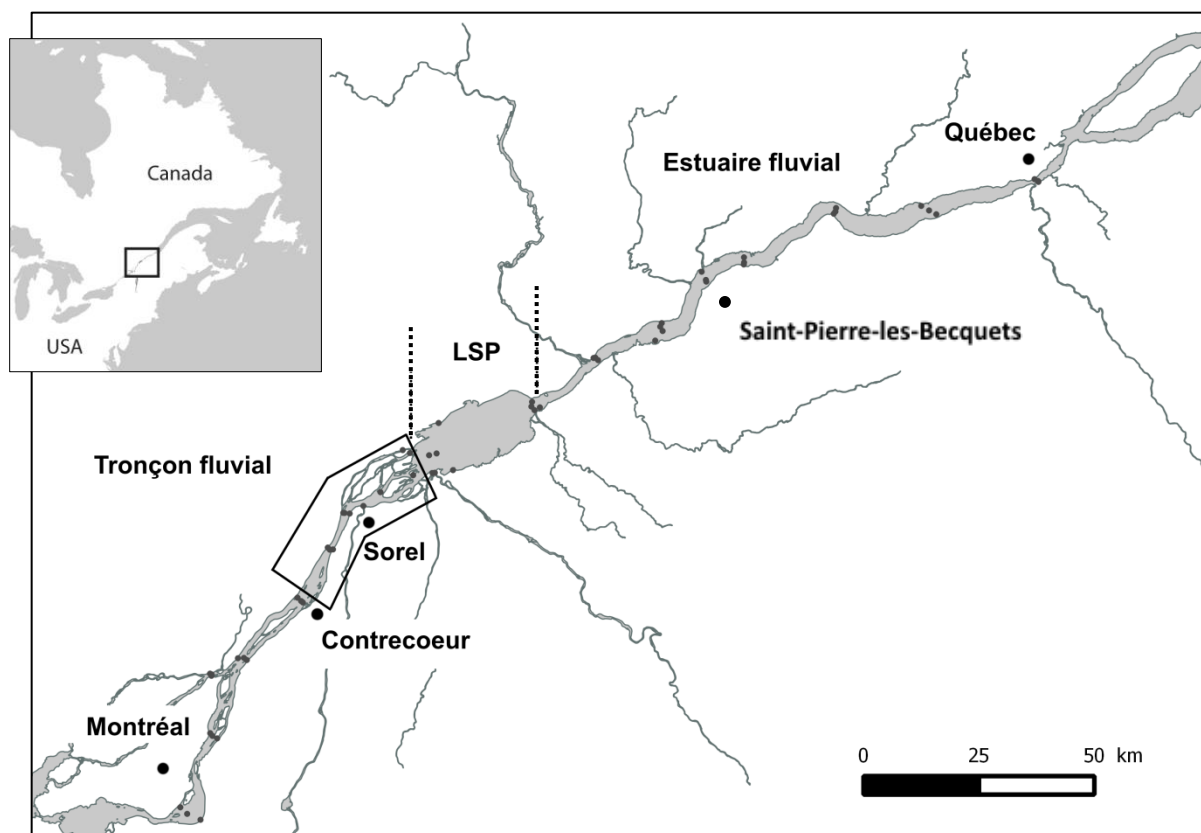


Figure 1. Portion du fleuve Saint-Laurent échantillonnée dans laquelle les stations sont illustrées par les petits points noirs. Les lignes pointillées représentent les limites entre les trois sections d’eau douce du fleuve (tronçon fluvial, lac Saint-Pierre (LSP), estuaire fluvial). Le polygone indique la région de la transition de la population de perchaude adulte de la rive sud du lac Saint-Louis jusqu’à Contrecoeur et celle du LSP jusqu’à la ville de Québec d’après Leclerc et al. (2008).

2.3 Traitement des échantillons

En laboratoire, les larves ont été triées et identifiées (Norden 1961; Mansueti 1964; Lippson & Moran 1974; Auer 1982). Pour les larves de perchaude, la longueur totale, la longueur standard, la hauteur à l’anus ainsi que la longueur et la

hauteur du sac vitellin ont été mesurées au millimètre près avec un stéréomicroscope. Le stade de développement des larves de perchaude a également été déterminé pour chaque individu (tableau 1; figure A1). Selon la nomenclature définie par Hubbs (1943), les larves des stades A-C ont été désignées sous le terme prolarves et celles réunissant les stades D-H ont été nommées postlarves (tableau 1). Les prolarves, âgées d'au plus 10 jours (déterminé d'après le nombre d'accroissement journalier des otolithes), ont été utilisées pour constituer l'empreinte élémentaire des sites à l'éclosion afin de minimiser l'erreur due à la dispersion ou au déplacement actif. L'empreinte élémentaire à l'éclosion des postlarves, qui a été obtenue en analysant le cœur de l'otolithe, a été utilisée pour estimer leur dispersion ou leur rétention.

Afin d'éviter la contamination des otolithes sagittaux, ceux-ci ont été extraits à l'aide d'une pince fine recouverte de téflon. Tout le matériel en verre qui est entré en contact avec les otolithes a été préalablement immergé dans l'acide nitrique 10% durant 24h suivi d'un bain d'eau ultrapure pendant 24h. Puisque l'acide endommage l'enduit de téflon des pinces, elles n'ont pas été lavées à l'acide, mais à l'aide du détergent Liqui-Nox® concentré à 1%, puis elles ont été rincées 3 fois à l'eau ultrapure (Girard 2012). Les otolithes ont également été rincés à l'eau ultrapure pendant 30 secondes avant leur transfert sur les lames pétrographiques (26 x 46 mm).

Tableau 1. Principaux caractères utilisés pour définir les stades (A-H) de développement des jeunes perchaudes.

Prolarve	A	Nouvellement éclore, sac vitellin et gouttelette lipidique non résorbés
	B	Sac vitellin partiellement résorbé et gouttelette lipidique présente
	C	Sac vitellin et gouttelette lipidique résorbés, nageoires non développées
Postlarve	D	Présence de rayons dans la nageoire caudale
	E	Présence de rayons dans les nageoires dorsale et anale, disparition de la nageoire continue (finfold), flexion de la notochorde
	F	Apparition de la première nageoire dorsale
	G	Première nageoire dorsale développée, 6-7 bandes verticales apparaissent
	H	Juvenile, 6-7 bandes verticales bien définies, caractères adultes

Le montage des otolithes et la quantification de l’empreinte élémentaire sont basés sur la méthode décrite dans Lazartigues et al. (2014). Pour déterminer l’empreinte élémentaire à l’éclosion, les sagittae des prolarves ayant un diamètre moyen de $21,3 \pm 7,8 \mu\text{m}$ (écart type) ont été fixés sur les lames pétrographiques en utilisant du ruban adhésif double face Scotch®. Chaque lame était munie de deux bandes de ruban adhésif sur lesquelles deux grilles de 1 cm^2 pouvant accueillir 25 otolithes par grille ont été tracés au marqueur pour un total de 100 otolithes par lame. Un maximum de cinq prolarves par stations ont aléatoirement été sélectionnées. Au total, les otolithes de 142 prolarves en provenance de 39

stations ont permis de déterminer l’empreinte élémentaire à l’éclosion. Les otolithes ont été disposés aléatoirement à l’intérieur des grilles tracées au marqueur.

Les otolithes des postlarves ont été extraits et montés suivant les mêmes précautions afin d’éliminer toute source de contamination. Les sagittae de plus grandes tailles (diamètre jusqu’à 1000 μm) ont d’abord été fixés à l’aide de la colle thermoplastique (CrystalBound 509; Aremco products) sur une lame à microscopie (25 x 75 mm) afin d’être poncés. Un ponçage a été réalisé avec du papier en oxyde d’aluminium de 5 μm (3M™) afin de découvrir le noyau. Une série de polissage a par la suite été réalisée avec du papier en oxyde d’aluminium de 1 μm afin d’exposer le noyau de l’otolithe à la surface et d’obtenir une surface lisse. Les otolithes ont été collés à nouveau au nombre de 20 par lame pétrographique (répartition aléatoire). Comme pour les prolarves, un maximum de cinq postlarves par stations ont aléatoirement été sélectionnées, totalisant 61 individus. Les lames contenant les otolithes ont été traitées pendant deux minutes dans un bain d’ultrasons dans l’eau ultrapure, suivie d’un rinçage triple à l’eau ultrapure, puis séchées sous une hotte à flux laminaire pendant 24 heures.

2.4 Empreinte élémentaire

La concentration de ^{23}Na , ^{24}Mg , ^{25}Mg , ^{29}Si , ^{43}Ca , ^{44}Ca , ^{48}Ti , ^{55}Mn , ^{56}Fe , ^{57}Fe , ^{64}Zn , ^{66}Zn , ^{69}Ga , ^{86}Sr , ^{87}Sr , ^{88}Sr , ^{136}Ba , ^{137}Ba , ^{138}Ba du noyau des sagittae a été quantifiée par spectrométrie de masse à plasma inductif (ICP-MS, Agilent 7700X)

couplée à un laser d'ablation (LA, Resonetics Résolution M-50 Excimer 193 nm ArF). Le matériel extrait a été transporté au spectromètre via un mélange gazeux constitué d'hélium ($650 \text{ ml}\cdot\text{min}^{-1}$), d'azote (N_2 , $1\text{-}2 \text{ ml}\cdot\text{min}^{-1}$) et d'argon ($0,9\text{-}1,1 \text{ ml}\cdot\text{min}^{-1}$).

Conformément à la méthode décrite dans Lazartigues et al. (2014), l'ablation laser des otolithes des prolarves a été conduite suivant une grille vectorielle ajustée à la taille de l'otolithe afin d'assurer une couverture complète du noyau. Le faisceau laser avait un diamètre de $7 \text{ }\mu\text{m}$ et les lignes successives étaient en contact mais ne se chevauchaient pas. Les conditions du laser ont été réglées de façon à atteindre le noyau sans rejoindre la lame (énergie : 5 mJ , fréquence : 20 Hz , vitesse : $3,5 \text{ }\mu\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$).

Pour les postlarves, l'ablation laser a été réalisée en utilisant un trait rectiligne débutant à la marge supérieure, traversant le noyau et se terminant à la marge inférieure pour un otolithe dont le rostre était situé à droite. L'emplacement du trait a été choisi afin d'exclure les accroissements accessoires des analyses. Le diamètre du faisceau laser a été réglé à $20 \text{ }\mu\text{m}$ avec les mêmes paramètres d'énergie, de fréquence et de vitesse que pour les prolarves.

Pour les deux méthodes, la calibration du spectromètre de masse a été effectuée avec le verre de référence NIST SRM 610 et les matériaux de référence MACS-3 et GP-4 ont été utilisés pour la correction de la dérive de l'appareil. Un trait de 60 secondes a été réalisé sur chacun de ces matériaux au début, à chaque

heure et à la fin de chaque session d'analyse. L'analyse de chaque échantillon a débuté avec un blanc de gaz de 30 secondes et s'est terminée par un second blanc de gaz de 10 secondes.

2.5 Traitement des données

La calibration des données brutes avec les matériaux de référence, la sélection de l'intervalle correspondant au noyau et les calculs des limites de détection et des erreurs types ont été obtenus avec l'application libre d'accès Iolite 2.5 (Paton et al. 2011), qui est supportée par le logiciel Igor Pro© 6.3.4.1 (WaveMetrics, Inc). La conversion du nombre de collisions (count) en ppm a été effectuée avec le schéma de réduction de données Trace_Elements_IS (Woodhead et al. 2007) et les mesures deux fois plus élevées que l'écart type de la moyenne de l'intervalle ont été rejetées. Le Ca a été utilisé pour la calibration interne en assumant sa concentration à 40% de la masse de l'otolithe (Lazartigues et al. 2014). La limite de détection (LD) et la limite de quantification (LQ) ont été calculées pour chaque échantillon et correspondent respectivement à trois et dix fois l'écart type du bruit de fond (Longerich et al. 1996). Les éléments ont été sélectionnés pour les analyses en fonction de la précision de la quantification optimale (tableau 2; tableau A1). Les isotopes les plus abondants naturellement et/ou ceux qui présentent le moins d'interactions possibles au sein du plasma ont été préférés. Parmi les éléments analysés, ceux retenus sont ^{24}Mg , ^{55}Mn , ^{57}Fe , ^{88}Sr et ^{138}Ba . À l'exception du ^{55}Mn , la proportion des échantillons se situant au-

dessus de la LD et de la LQ était de 100% (tableau A1). Pour le ^{55}Mn , 94,9% et 89,9% des échantillons se situaient au-dessus de la LD et de la LQ respectivement. La concentration élémentaire des échantillons inférieure à la limite de détection a été remplacée par zéro.

Tableau 2. Limite de détection (LD) et limite de quantification (LQ) moyennes (écart type) en ppm des éléments sélectionnés selon les empreintes élémentaires à éclosion et à la dispersion.

	^{24}Mg	^{55}Mn	^{57}Fe	^{88}Sr	^{138}Ba
Prolarve					
LD	0,33 (0,11)	6,09 (4,04)	22,9 (6,03)	0,07 (0,03)	0,06 (0,02)
LQ	1,10 (0,36)	20,3 (13,5)	76,5 (20,1)	0,23 (0,11)	0,21 (0,08)
Postlarve					
LD	0,21 (0,17)	5,50 (4,78)	4,07 (3,11)	0,02 (0,01)	0,04 (0,02)
LQ	0,69 (0,57)	18,3 (15,9)	13,6 (10,4)	0,06 (0,05)	0,12 (0,06)

2.6 Analyses statistiques

Les conditions physico-chimiques mesurées à toutes les stations ont été utilisées pour découper l'aire d'étude en différents secteurs. Les stations ont été regroupées avec des analyses de regroupements non-hiéarchiques avec l'algorithme des k-moyennes (k-means) en utilisant les variables de conductivité, de turbidité, d'oxygène dissous, de température et de pH. Cette méthode multivariée consiste à définir *a priori* un nombre de k groupes uniques qui ne se chevauchent pas. L'algorithme des k-moyennes vise à répartir chaque observation (station) à l'intérieur des k groupes afin de minimiser la somme des carrés intra-

groupe (Hartigan & Wong 1979; Jackson et al. 2010). Ces analyses ont été effectuées pour chaque campagne d'échantillonnage afin d'éliminer la variabilité associée à l'évolution temporelle des variables physico-chimiques durant la période printanière. Les données ont été standardisées et le critère de regroupement cubique (Cubic Clustering Criterion) fourni dans les logiciels © SAS Institute inc. a été utilisé pour déterminer le nombre optimal de regroupements à effectuer (SAS Institute Inc 1983; Milligan & Cooper 1985).

Les analyses statistiques subséquentes réalisées sur l'empreinte élémentaire des prolarves ont été conduites suivant le protocole établi par Kerr & Campana (2014). Les concentrations des cinq éléments utilisés ont subi une transformation logarithmique (Ln), car les données n'étaient pas normalement distribuées. Les données clairement aberrantes (>5 écarts types) ont été exclues. Premièrement, des analyses de variance (ANOVA) à un facteur ont été utilisées afin de vérifier si la concentration de chaque élément était différente entre les secteurs, tels que définis au paragraphe précédent. Par la suite, l'empreinte élémentaire a été comparée entre les secteurs à l'aide d'une analyse de variance multivariée par permutation (PERMANOVA; Anderson et al. 2008). Contrairement aux analyses de variance traditionnelles (ANOVA), la PERMANOVA est libre des conditions d'application se rapportant à l'indépendance des observations, la normalité de la distribution des données et l'homogénéité des variances. Elle est néanmoins sensible à la dispersion des observations entre les groupes. Son utilisation est donc appropriée pour les modèles complexes et non balancés (Anderson et al.

2008). L'homogénéité de la dispersion inter- et intra-groupes des empreintes élémentaires a été examinée avec un test PERMDISP. L'analyse discriminante quadratique (ADQ) a été utilisée afin de quantifier le succès de reclassification des individus à leur site d'origine connue. La méthode discriminante quadratique a été utilisée, car les matrices de variance-covariance intra-groupe se sont révélées hétérogènes (Quinn & Keough 2002). Le seuil de signification utilisé était de $\alpha = 0,05$. Les analyses de regroupement, les ANOVA et l'ADQ ont été effectuées avec JMP 10 (© SAS Institute inc.). La PERMANOVA et la PERMDISP ont été réalisées avec PRIMER 6 et PERMANOVA+ (PRIMER-E Ltd.).

Finalement, les sites d'éclosion inconnus des postlarves ont été estimés à l'aide de HISEA, une analyse bayésienne de réassignation développée par Millar (1987, 1990). En mode simulation, l'empreinte élémentaire des prolarves dont l'origine est connue forme une base de données de référence pour chaque secteur. Par la suite, les larves d'origine inconnue ont été réassignées aux différents secteurs du fleuve à partir de la base de données de référence avec la méthode de ré-échantillonnage par bootstrap. L'estimateur de classification du maximum de vraisemblance Θ_4 a été retenu pour la réassignation, car il est robuste aux anomalies de normalité multivariée et de covariance entre les groupes ainsi qu'aux modèles non balancés (Millar 1987; Millar 1990). Autant en mode simulation que bootstrap, l'estimation de la composition de la population ainsi que les écarts-types ont été obtenus en effectuant 1000 simulations avec ré-échantillonnage sur un échantillon aléatoire de 1000 individus à partir des données

transformées en Ln. Plusieurs études portant sur l'empreinte élémentaire de l'otolithe ont utilisé avec succès cette méthode de reclassification, basée sur le maximum de vraisemblance, notamment afin de connaître la composition des stocks (Campana et al. 2000), d'identifier les sources de recrutement (Crook & Gillanders 2006) ou de mesurer la connectivité (Gillanders 2002).

CHAPITRE 3

RÉSULTATS

3.1 Définition des masses d'eau et abondance larvaire

Les analyses de regroupement effectuées à partir des variables physico-chimiques de chaque station ont permis de diviser l'aire d'étude en six secteurs ayant des conditions environnementales différentes (tableau 3; figure 1). Sur le plan longitudinal, les divisions correspondent au tronçon fluvial entre Montréal et Sorel (amont), au lac Saint-Pierre (LSP) et à l'estuaire fluvial de l'exutoire du LSP jusqu'à la ville de Québec (aval; figure 1). Ces secteurs se divisent également sur le plan transversal, soit le nord du chenal et le sud du chenal. Les stations situées dans le chenal de navigation ont été assignées à la fois aux secteurs nord ou aux secteurs sud dépendamment de leurs conditions physico-chimiques. La conductivité spécifique et la turbidité sont les variables qui comportent les plus grands écarts entre les secteurs.

Bien que variable entre les secteurs, l'abondance des prolarves semble suivre un gradient croissant de l'amont vers l'aval et les secteurs du sud apparaissent les plus abondants (tableau 3). L'abondance des postlarves s'est révélée faible dans tous les secteurs hormis dans le LSP-sud où elle est demeurée élevée. Comme le suggère les écarts types élevés des mesures d'abondance, la répartition du nombre de prolarves et de postlarves capturées entre les stations est hétérogène. À cet effet, 89% des postlarves capturées dans le LSP-sud l'ont été à une seule station. Chez les prolarves, la longueur standard (LS) et la longueur du sac vitellin (SV) sont différentes entre les secteurs (ANOVA; $F_{5,136} = 7,54$;

$p < 0,0001$; $F_{4,76} = 2,68$; $p < 0,0379$), ce qui signifie que les stades de développement ne sont pas uniformément distribués à l'intérieur de l'aire d'étude. Les prolarves capturées dans le secteur aval-sud ont une LS plus élevée que celles de l'aval-nord et du LSP-sud pour l'ensemble de la période d'échantillonnage. La LS des prolarves issues des secteurs amont et du LSP-nord est similaire entre les secteurs. Il n'existe pas de relation entre la longueur et la hauteur du SV et la LS. Aucune différence de taille (LS, HA) entre les secteurs n'a été détectée chez les postlarves.

Tableau 3. Variables physico-chimiques et caractéristiques moyennes (\pm écart type) des prolarves et des postlarves (LS : longueur standard, HA : hauteur à l'anus, SV : sac vitellin) pour chaque secteur (Am-n : amont-nord, Am-s : amont-sud, LSP-n : lac Saint-Pierre nord, LSP-s : lac Saint-Pierre sud, Av-n : aval-nord, Av-s : aval-sud).

	Am-n	Am-s	LSP-n	LSP-s	Av-n	Av-s
Variables abiotiques						
Nb total de stations	30	76	20	43	46	42
Température (°C)	16,3 (4,2)	14,8 (3,5)	15,8 (4,4)	16,1 (3,8)	15,8 (3,9)	16,2 (3,7)
Conductivité spécifique ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	134,2 (63,3)	212,3 (80,9)	108,7 (70,0)	196,4 (60,4)	158,2 (78,7)	180,6 (73,6)
Oxygène dissous ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	9,2 (2,3)	9,9 (1,9)	9,7 (2,1)	9,4 (1,6)	9,1 (2,0)	8,9 (1,7)
pH	7,9 (0,4)	8,2 (0,3)	8,1 (0,2)	8,4 (0,4)	8,0 (0,4)	8,1 (0,1)
Turbidité (NTU)	13,5 (6,7)	5,8 (4,1)	13,1 (6,4)	9,9 (7,0)	9,2 (5,8)	13,4 (9,1)
Variables biotiques						
Prolarves						
Abondance ($\text{N}\cdot 1000\text{m}^{-3}$)	0,77 (2,3)	1,2 (3,2)	10,9 (40,6)	20,8 (71,2)	13,9 (36,7)	26,6 (61,3)
Nb capturées	9	34	92	375	268	490
Nb analysées	7	21	9	23	42	40
LS (mm)	6,0 (0,5)	6,2 (0,7)	6,1 (0,6)	5,7 (0,6)	6,0 (0,7)	6,6 (0,5)
HA (mm)	0,51 (0,03)	0,50 (0,10)	0,47 (0,06)	0,48 (0,07)	0,49 (0,07)	0,52 (0,06)
Longueur SV (mm)	-	0,90 (0,35)	1,21 (0,35)	1,21 (0,36)	1,18 (0,36)	0,87 (0,33)
Hauteur SV (mm)	-	0,45 (0,10)	0,49 (0,08)	0,49 (0,11)	0,45 (0,11)	0,41 (0,11)
Postlarves						
Abondance ($\text{N}\cdot 1000\text{m}^{-3}$)	0,082 (0,44)	0,38 (1,7)	0,37 (1,1)	62,5 (345,8)	0,31 (0,75)	0,72 (1,2)
Nb capturées	1	5	3	1010	6	17
Nb analysées	1	5	3	29	6	17
LS (mm)	17,7	11,4 (2,7)	15,1 (2,0)	16,4 (7,0)	16,3 (6,7)	13,7 (3,4)
HA (mm)	2,6	1,1 (0,4)	1,7 (0,4)	2,4 (1,5)	2,4 (1,4)	1,6 (0,7)

3.2 Empreinte élémentaire à l'éclosion des prolarves

Les analyses de variance (ANOVA) réalisées sur chacun des éléments démontrent que la concentration moyenne de chaque élément est différente pour au moins un des six secteurs (figure 2). Les tests de comparaisons multiples appliqués aux ANOVA révèlent que la majorité des secteurs sont différents entre eux selon au moins un élément.

L'empreinte élémentaire constituée des 5 éléments est différente pour au moins un des six secteurs (PERMANOVA; $F_{5,136} = 10,1$; $p = 0,001$). Les comparaisons par paires de la PERMANOVA indiquent que 10 comparaisons sur 15 sont significativement différentes (tableau 4). L'empreinte élémentaire de l'amont-sud est la plus distinctive tandis que celle du LSP-nord se distingue peu de celle des autres secteurs. C'est d'ailleurs dans le LSP que l'empreinte est la moins discriminante tandis que l'amont et l'aval sont les secteurs les plus contrastés. La dispersion multivariée des empreintes élémentaires entre les secteurs est globalement constante (PERMDISP; $F_{5,136} = 1,63$; $p = 0,171$).

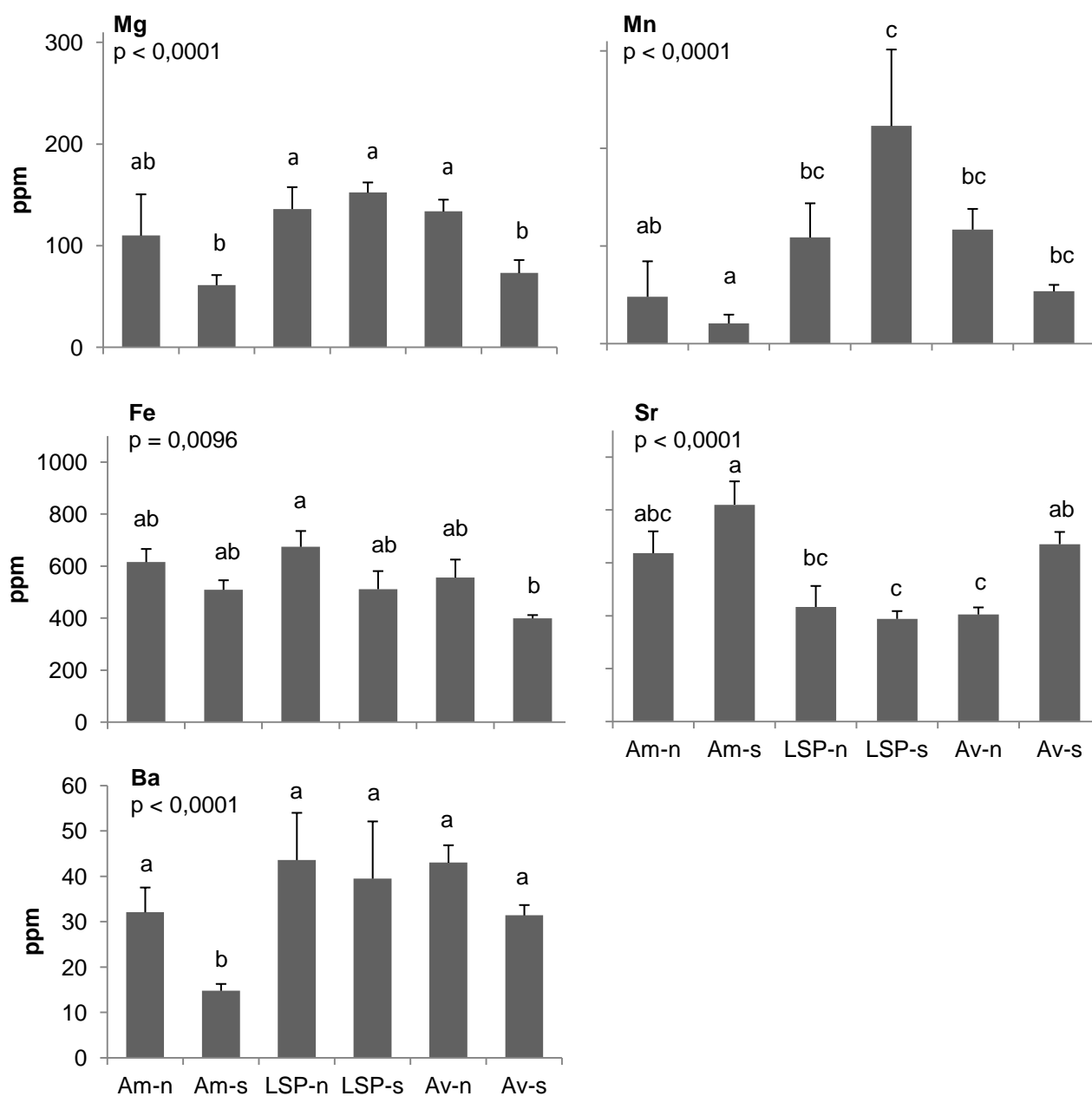


Figure 2. Concentration élémentaire moyenne (en ppm) du cœur des otolithes des prolarves pour chaque secteur. Les barres d'erreur représentent l'erreur type et les lettres différentes indiquent les concentrations moyennes qui diffèrent significativement (ANOVA avec test *a posteriori* HDS Tukey, $p < 0,05$).

Tableau 4. Comparaisons par paires de l’empreinte élémentaire entre chaque secteur calculées par permutation (PERMANOVA). Les valeurs au-dessus de la diagonale correspondent à la statistique de t et celles sous la diagonale sont les valeurs de p . Les relations statistiquement significatives sont présentées en gras.

	Am-n	Am-s	LSP-n	LSP-s	Av-n	Av-s
Am-n		1,688	1,598	2,540	1,953	1,869
Am-s	0,068		3,596	5,432	5,257	4,683
LSP-n	0,102	0,001		0,991	0,559	2,095
LSP-s	0,009	0,001	0,344		1,255	3,364
Av-n	0,041	0,001	0,737	0,183		2,810
Av-s	0,029	0,001	0,020	0,001	0,001	

L’efficacité de l’empreinte élémentaire de l’otolithe à représenter les conditions environnementales de chacun des secteurs a été évaluée en réassignant l’empreinte des larves d’origine connue aux sites d’éclosion à l’aide d’une ADQ. Le succès de reclassification global des larves est de 73,9 % et varie de 52,2% à 100%, dépendamment des secteurs (figure 3; tableau 5). Les trois axes canoniques de l’ADQ expliquaient respectivement 56,2, 27,7 et 13,0% de la variance. La représentation graphique selon les deux premiers axes canoniques et les intervalles de confiance sur les moyennes révèlent que les empreintes élémentaires se chevauchent entre les secteurs (figure 3). Graphiquement, on remarque que les empreintes du LSP et de l’aval-nord sont celles présentant le plus grand chevauchement. Les larves capturées au LSP-sud comportent le plus faible succès de reclassification, en se confondant le plus souvent avec le secteur

aval-sud, alors que les larves issues des secteurs amont-nord et LSP-nord ont parfaitement été réassignées à leur zone d'éclosion réelle (tableau 5).

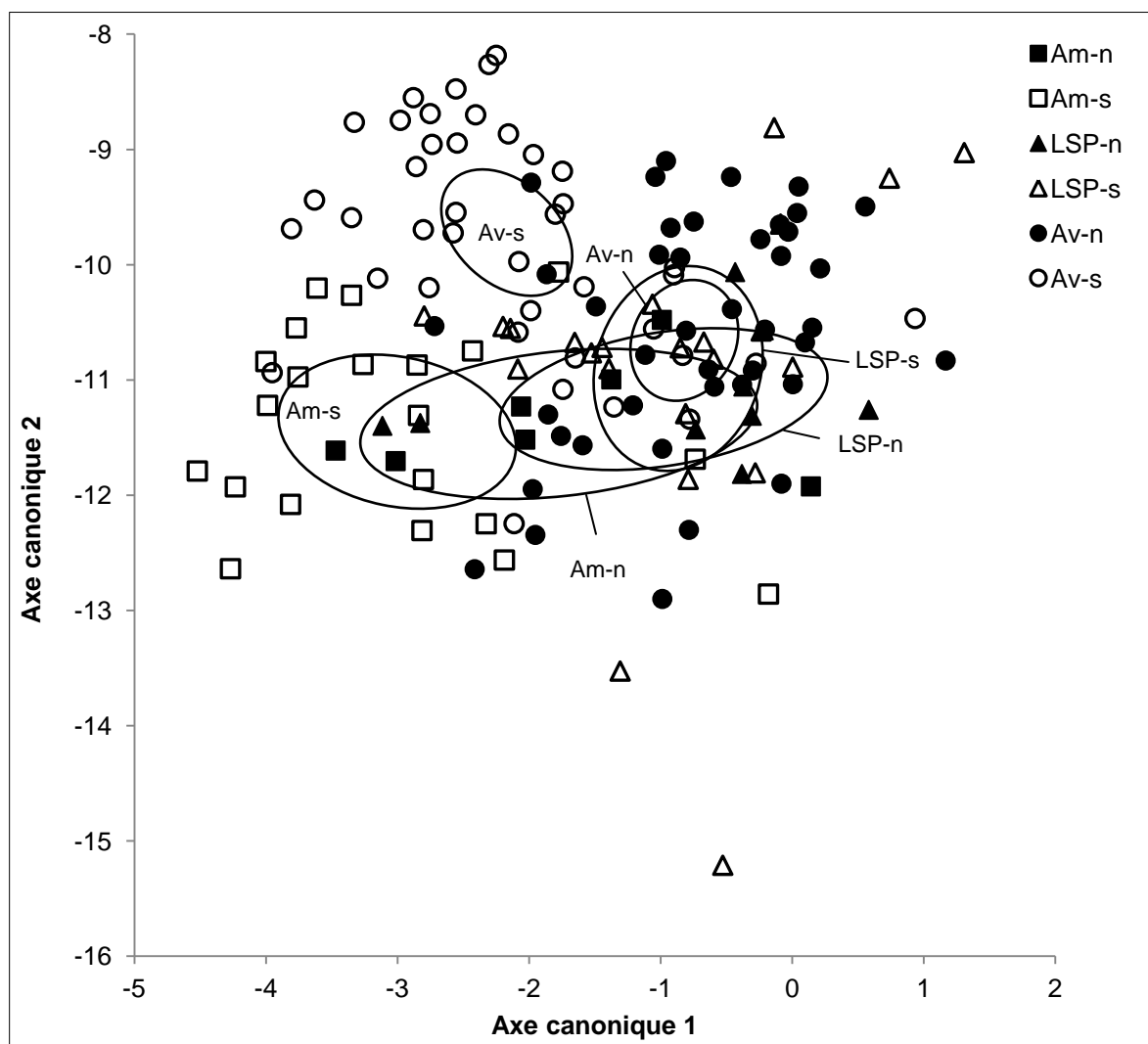


Figure 3. Ordination de l'analyse discriminante quadratique (ADQ) de l'empreinte élémentaire des prolarves à l'éclosion. Les ellipses représentent l'intervalle de confiance à 95 % sur les moyennes.

Tableau 5. Succès de reclassification des prolarves à leur secteur d'éclosion résultant de l'analyse discriminante quadratique (ADQ). Les valeurs en gras représentent le nombre de prolarves qui ont correctement été réassignées.

		Prévision selon l'ADQ						
		(Nb de prolarve)						
		Am-n	Am-s	LSP-n	LSP-s	Av-n	Av-s	succès de reclassification (%)
Zone d'éclosion réelle	Am-n	7	0	0	0	0	0	100
	Am-s	0	17	0	2	0	2	81,0
	LSP-n	0	0	9	0	0	0	100
	LSP-s	0	0	1	12	3	7	52,2
	Av-n	0	1	2	5	30	4	71,4
	Av-s	0	2	1	4	3	30	75,0
	Total	7	20	13	23	36	43	73,9

3.3 Zones d'éclosion des postlarves

La réassignation par bootstrap des postlarves à leur lieu d'origine a permis d'identifier les principales sources de production et d'estimer la dispersion de la perchaude au stade larvaire (tableau 6). À l'échelle de l'aire d'étude, l'origine des postlarves estimée par HISEA désigne la contribution des grandes zones d'éclosion qui sont, par ordre décroissant d'importance: le LSP-sud, l'amont-sud, l'aval-sud et l'amont-nord (tableau 6). Lorsque les secteurs sont analysés individuellement, l'origine HISEA représente une estimation de la dispersion ou de

la rétention. Le faible nombre ($n = 6$) de postlarves capturées en amont n'a pas permis d'estimer leur origine avec HISEA, car l'erreur associée à l'estimation d'un échantillon de faible taille est élevée (Millar 1990). Pour cette même raison, les secteurs du LSP et de l'aval ont été réunis afin de permettre l'estimation de l'origine des postlarves capturées dans le LSP-nord ($n = 3$) et dans l'aval-nord ($n = 6$). La résolution de l'origine HISEA en 6 secteurs n'a pas pour autant diminuée, car la base de données de référence (sites d'éclosion) a uniquement été constituée à partir des prolarves. Les postlarves capturées au LSP proviennent majoritairement, et en proportion similaire, des secteurs LSP-sud et amont-sud (tableau 6). Les principales sources de production des postlarves capturées en aval sont les secteurs aval-sud ($35 \pm 17\%$), LSP-sud ($25 \pm 19\%$) et amont-nord ($20 \pm 17\%$). La proportion totale des individus en dispersion est de 40,3% tandis que celle des individus en rétention est de 36,2%, ce qui indique que les deux mécanismes sont importants pour la perchaude du Saint-Laurent. Il y a beaucoup de connectivité entre l'amont, le LSP-sud et l'aval-sud. L'importance du LSP-sud comme source de production est d'ailleurs supportée par le nombre élevé de larves capturées dans ce secteur (tableau 2). Aucune contribution du LSP-nord, ni de l'aval-nord n'a été détectée.

Tableau 6. Assignment (%) des postlarves d'origine inconnue aux sites d'éclosion en utilisant l'estimateur du maximum de vraisemblance de HISEA. L'incertitude correspond à l'erreur type et les valeurs en gras indiquent les principales réassignations associées à une faible erreur.

		Sites de capture des postlarves		
		Aire d'étude (total)	LSP	Aval
		(n=61)	(n=32)	(n=23)
Origine HISEA (%)	Am-n	16 ± 12	12 ± 13	20 ± 17
	Am-s	25 ± 12	37 ± 16	14 ± 15
	LSP-n	1 ± 3	2 ± 5	3 ± 7
	LSP-s	34 ± 15	37 ± 17	25 ± 19
	Av-n	3 ± 7	4 ± 10	3 ± 8
	Av-s	21 ± 10	8 ± 9	35 ± 17

CHAPITRE 4

DISCUSSION

Les résultats indiquent que les propriétés physico-chimiques des eaux du fleuve Saint-Laurent entre Montréal et Québec sont suffisamment hétérogènes pour générer des empreintes élémentaires de l'otolithe spécifiques à chaque secteur couvert. Cela a permis de localiser d'importantes sources de production et de quantifier la contribution des mécanismes de dispersion et de rétention pour la régulation de la distribution des jeunes perchaudes. L'empreinte élémentaire des postlarves indique que le secteur LSP-sud apparaît à la fois comme la principale source, mais aussi comme une zone de rétention importante. À l'inverse, le LSP-nord et le secteur aval-nord n'ont pas semblé soutenir la population du Saint-Laurent en 2011 puisqu'aucune contribution n'y a été détectée. Le secteur aval-sud s'avère aussi une zone de production, car une importante proportion (35%) des postlarves capturées dans l'aval aurait été produite dans ce secteur. La population du LSP et de l'aval serait également soutenue par de la dispersion d'individus provenant de l'amont. À l'échelle de l'aire d'étude, la structure de la population de perchaude au stade larvaire serait caractérisée par de la rétention à proximité des zones d'éclosion, mais aussi par de la dispersion d'individus selon une trajectoire amont-aval.

4.1 Zones d'éclosion

Le LSP-sud est la zone d'éclosion pour 34% des postlarves dans l'aire d'étude, ce qui en fait la plus importante source. Toutes les postlarves capturées ont été analysées, sauf dans le secteur LSP-sud où 89% des postlarves capturées

étaient agglomérées dans une seule station. À cet effet, même si le nombre de postlarves analysées paraît *a priori* faible en comparaison au nombre de larves capturées, la répartition globale des postlarves analysées permet d'obtenir une couverture spatiale suffisante pour représenter adéquatement le secteur LSP-sud. Les secteurs amont-sud et aval-sud sont les deux autres zones d'éclosion les plus importantes, étant respectivement les secteurs d'origine de 25 et 21 % des postlarves. Les secteurs de la rive sud représentent la source de 80% des postlarves échantillonnées dans l'aire étudiée. Les secteurs LSP-sud et aval-sud s'avèrent aussi être des zones de rétention, car une grande proportion des postlarves ont été réassignées au secteur dans lequel elles ont été capturées.

L'importance des secteurs LSP-sud et aval-sud comme source de production est appuyée par les fortes abondances de jeunes larves. Autant chez les prolarves que chez les postlarves, ces secteurs sont ceux qui affichent les plus fortes densités larvaires alors que les plus faibles contributeurs sont généralement les secteurs caractérisés par des faibles densités. Cela n'est probablement pas le résultat d'un biais, car l'estimateur du maximum de vraisemblance tend plutôt à surestimer les faibles contributeurs (Millar 1987). Le LSP, avec sa vaste plaine inondable et ses nombreux herbiers, a continuellement été décrit comme un habitat essentiel permettant à l'espèce de compléter son cycle de vie (Guénette et al. 1994; Mingelbier et al. 2005; Brodeur et al. 2006; Bertolo et al. 2012; de la Chenelière et al. 2014). Pour le secteur aval-sud, qui est aussi une zone d'éclosion importante pour la perchaude, peu d'études ont évalué le potentiel de l'estuaire

fluvial pour la reproduction et l'alevinage de l'espèce, l'attention ayant plutôt été portée sur le LSP. Les rives de l'amont de l'estuaire fluvial (entre l'exutoire du LSP et Grondines) sont constituées de nombreux herbiers aquatiques et de marais, dont les plus grandes superficies qui apparaissent comme des sites de fraie potentiels, sont situées sur la rive sud. Dans la portion plus en aval, ces herbiers et marais disparaissent et cèdent graduellement la place aux marais à scirpe d'Amérique (CSL 1996; Létourneau & Jean 1996; Jean & Létourneau 2011). Plusieurs études ont mentionné la présence de l'espèce en plus ou moins forte abondance (La Violette et al. 2003; Magnan et al. sous presse), mais cette étude s'avère être la première à décrire l'importance du secteur aval comme zone de production larvaire pour l'espèce.

Même si l'abondance des prolarves dans les secteurs amont est faible, les résultats indiquent que ces secteurs, principalement le sud, apportent une contribution significative à la production des postlarves dans l'aire d'étude. L'importance de l'amont se manifeste seulement dans le LSP-sud et l'aval, suggérant que ces secteurs sont connectés par de la dispersion. Les faibles abondances retrouvées dans le tronçon fluvial entre Montréal et l'embouchure du lac Saint-Pierre concordent avec l'étude de Brodeur et al. (2006) constatant que ce secteur possède un faible potentiel pour la reproduction de la perchaude, car les milieux humides sont confinés à une mince bande riveraine. De plus, les inventaires du ministère responsable de la faune indiquent aussi que l'espèce est peu abondante dans ce secteur, préférant les habitats où les courants sont plus

faibles (Mingelbier et al. 2008). L'archipel du LSP, qui a été inclus dans les secteurs amont pour les analyses, est toutefois reconnu pour être un secteur productif, caractérisé par une grande diversité d'habitats et soutenant une importante densité et diversité de poissons (La Violette et al. 2003). Il constitue un secteur favorable à la reproduction de la perchaude, et ce, particulièrement lorsque le débit de l'eau est élevé (Brodeur et al. 2006), comme ce fut le cas en 2011 lors de l'échantillonnage. Puisque les secteurs couvrent de grandes superficies, l'échelle spatiale de l'étude ne permet pas de déterminer précisément l'origine des postlarves. Il est donc possible que les individus produits dans les secteurs amont proviennent de l'archipel. Cette affirmation est d'ailleurs appuyée par le fait que cinq des six postlarves du secteur amont ont été capturées dans le sud de l'archipel et qu'elles ont majoritairement été assignées dans le LSP-sud, un secteur adjacent à l'archipel. De plus, les travaux de Lazartigues et al. (en prép.) ont démontré que des individus produits dans l'archipel étaient transportés dans le LSP sur la rive nord-ouest.

L'abondance des poissons est très variables entre les secteurs, comme c'est le cas du LSP et du tronçon Gentilly-Batiscan (situé en aval du LSP) où la biomasse en poisson est respectivement deux et quatre fois plus élevée sur la rive sud que sur la rive nord (La Violette et al. 2003). Les propriétés physico-chimiques des différentes masses d'eau engendrent une importante hétérogénéité au sein des conditions environnementales dans le LSP (Frenette et al. 2006), provoquant un gradient spatial nord-sud qui a des répercussions au niveau de la productivité.

Les eaux de la rive sud sont reconnues comme étant plus riches en nutriments que celles de la rive nord, ce qui se traduit par une production primaire et une productivité algale supérieure (Huggins et al. 2004; Vis et al. 2007; Frenette et al. 2012). Les jeunes perchaudes semblent également profiter des conditions favorables de la rive sud. Tardif et al. (2005) ont constaté que durant l'été, la croissance des perchaudes était plus élevée sur la rive sud que sur la rive nord, mais que ce patron n'était pas présent au printemps. Une autre étude réalisée sur des perchaudes de 0 à 5 ans a corroboré l'hypothèse selon laquelle la rive sud supporterait une croissance plus importante (GleMET & Rodriguez 2007). Cependant, une certaine variabilité quant à la croissance des jeunes perchaudes semble exister. À titre d'exemple, en fin d'été 2007, des disparités dans la croissance des perchaudes le long de la rive sud ont été observées (Hudon et al. 2012) et la taille des jeunes perchaudes de certaines stations échantillonnées au sud était inférieure à celle mesurée sur la rive nord (Lazartigues et al. en prép.). Toujours en 2007, en utilisant l'empreinte élémentaire de l'otolithe, Lazartigues et al. (en prép.) n'ont pas observé de différence notable entre la contribution du sud et celle du nord en démontrant que les principales frayères au sein du LSP contribuaient presque toutes également à la production en juvénile de perchaude. Dans le secteur nord-ouest du LSP, une importante proportion des juvéniles ayant été assignés à ces sites ont été capturés à des endroits éloignés, suggérant que ces sites agissent à titre d'exportateurs de larves. Dès lors, s'il y avait eu une production significative de perchaude dans le nord du LSP en 2011, elle aurait dû

se traduire par des valeurs d'abondance élevées ou être détectée comme une contribution chez les postlarves. Cependant, deux fois moins de prolarves ont été échantillonnées dans le secteur LSP-nord comparativement au LSP-sud, presque aucune postlarve n'a été capturée et aucune contribution de ce secteur n'a été détectée. Ainsi, l'apport du LSP-nord en 2011 apparaît très faible. À l'échelle d'observation de l'étude, il est toutefois possible que certaines zones de production locales caractérisées par un degré élevé de rétention puissent ne pas avoir été détectées (Lazartigues et al. en prép.). L'importance du LSP comme zone de reproduction n'est pas surprenante, mais la faible contribution du nord et la prédominance du sud constituent un résultat inattendu. La perchaude est une espèce caractérisée par un recrutement variable, où les facteurs environnementaux (p. ex. température, niveau de l'eau, qualité des habitats, compétition) y exercent une forte influence (Leclerc 1987; Mailhot et al. 1987; Henderson & Nepszy 1988; Dumont 1996). La compréhension des facteurs qui régissent la production des larves et leur intégration dans notre compréhension du recrutement doivent cependant être davantage approfondies. Il demeure toutefois que la faible contribution observée au nord du LSP est cohérente avec le constat d'effondrement de la population présenté par Magnan et al. (sous presse).

4.2 La rétention, un mécanisme structurant

Le niveau de rétention du LSP et de l'aval est élevé avec respectivement 37% et 35% des postlarves qui ont été réassignées au secteur où elles ont été

capturées (figure 4). La proportion cumulée des individus en rétention des secteurs du LSP et de l'aval indique que plus de 36% des postlarves ont été capturées dans leur lieu d'éclosion. Lazartigues et al. (en prép.) ont obtenu des résultats similaires au sein du LSP, en démontrant qu'entre 36 et 92% des juvéniles de perchaude capturés dans différentes zones de production provenaient d'un recrutement local. Du point de vue hydrodynamique, il est admis que les rives du LSP agissent comme une zone de rétention, car lorsque les masses d'eau pénètrent dans cette vaste étendue peu profonde, la vitesse de l'eau est réduite, ce qui accroît le temps de résidence des masses d'eau à plusieurs jours (Hudon et al. 1996; Frenette et al. 2006; Bertolo et al. 2012). Le niveau de rétention observé ne supporte pas la conception traditionnelle stipulant que les jeunes larves de perchaudes seraient davantage prédisposées à se disperser. Plus précisément, la théorie énonce qu'à l'éclosion, les larves sont transportées passivement vers le milieu pélagique qui s'avère être un environnement favorable à une alimentation constituée d'organismes planctoniques et qu'au stade juvénile, les perchaudes retournent vers le littoral et adoptent un régime alimentaire principalement constitué de macroinvertébrés (Whiteside et al. 1985; Dettmers et al. 2005; Leclerc et al. 2011; Miehl & Dettmers 2011; Weber et al. 2011). Comme la phase pélagique des larves de perchaude peut durer plusieurs semaines, si la perchaude adoptait un tel comportement, une grande proportion des larves emprunteraient les eaux à circulation rapide près du chenal de navigation et risqueraient d'être transportées loin des sites d'éclosion. Nos résultats supportent plutôt de récentes études

spécifiques au LSP qui suggèrent que les jeunes larves de perchaude seraient soit piégées dans les habitats littoraux où la végétation est dense ou qu'elles adopteraient un comportement actif afin d'y demeurer. (Bertolo et al. 2012; Paradis et al. 2014).

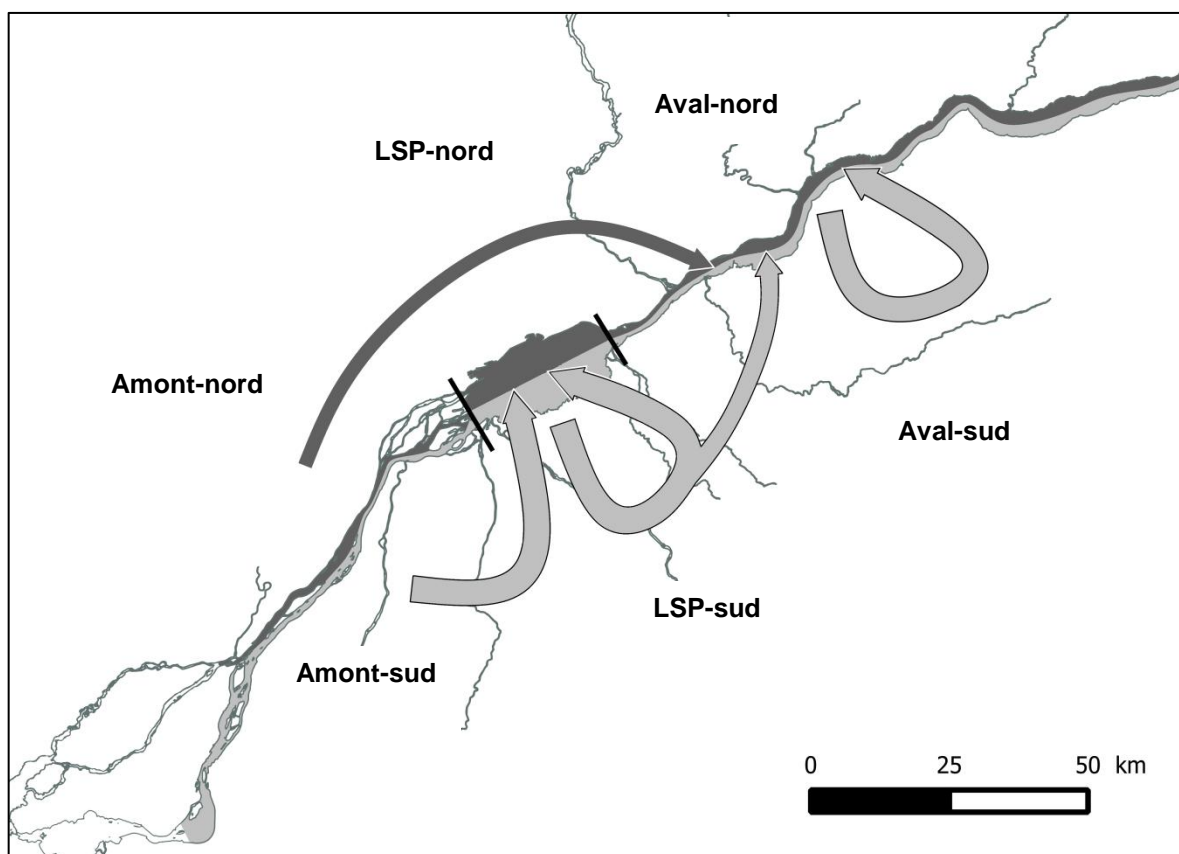


Figure 4. Modèle conceptuel de la dispersion et de la rétention des postlarves de perchaude entre les six secteurs étudiés. Le gris foncé représente les trois secteurs nord et le gris pâle représente ceux du sud. La taille des flèches est proportionnelle à la contribution des postlarves pour chaque secteur.

Même en milieu plus dynamique, un niveau de rétention élevé est observé dans le secteur aval-sud, suggérant que les facteurs structurant la distribution des larves dans le LSP-sud pourraient ne pas être restreints à ce secteur. Développé dans le Danube, un grand fleuve comparable à certains égards au Saint-Laurent, le concept de rétention en rive (“inshore retention concept”) de Schiemer et al. (2001) est conforme à la structure de la population de la perchaude décrite dans cette étude. Celui-ci repose sur le principe que les propriétés structurantes du littoral provoquent la rétention de l’eau qui augmente la production de phytoplancton et de zooplancton créant ainsi des habitats favorables pour les larves de poissons. Le concept de rétention en rive est cohérent avec les conditions de vie que l’on retrouve dans le LSP, soit une diminution de la vélocité de l’eau, de grands herbiers et un gradient latéral de productivité (Basu et al. 2000; Morin et al. 2000; Frenette et al. 2006; Vis et al. 2007). La portion de l’estuaire fluvial entre l’exutoire du LSP et Grondines contient également de grandes étendues de végétation submergées (La Violette et al. 2003; Jean & Létourneau 2011) pouvant provoquées la rétention des larves. C’est d’ailleurs dans cette portion que la majorité (64%) des postlarves de l’aval a été capturée. Ainsi, nous émettons l’hypothèse que le mécanisme en cause dans la rétention des postlarves constitue le résultat de l’interaction entre des variables biologiques (p. ex. comportement, productivité) et physiques (p. ex. végétation dense, faible vélocité) tel que proposé par Pavlov et al. (2008) et Cowen & Sponaugle (2009).

Au tournant des années 2010, il a été constaté que l'abondance des grandes zones de végétation submergées du LSP, principalement dominées par *Vallisneria americana*, avait drastiquement diminué (de la Chenelière et al. 2014). La détérioration de ces herbiers serait notamment associée à des changements dans la communauté végétale due aux apports élevés en nutriments provenant de sources exogènes (grands tributaires). Sur la rive sud du LSP, il a été observé qu'une importante densité de macrophytes, située près de l'embouchure des tributaires, serait responsable de la séquestration de la plus grande proportion des nutriments (principalement l'azote). Les eaux s'écoulant en aval de ces herbiers dans les zones peu profondes se retrouvent appauvries en nutriments, favorisant la prolifération des cyanobactéries au profit des algues benthiques dominées par les chlorophytes et les macrophytes (Vis et al. 2008; Hudon et al. 2012). La zone enrichie en nutriments est caractérisée par une productivité primaire plus élevée qui entraîne une cascade de changements dans le réseau trophique, soit une augmentation de la biomasse en invertébrés, une plus grande biomasse de poissons et une richesse en espèce plus élevée que dans la zone épurée en nutriment (Hudon et al. 2012). Ce constat, établi dans la zone enrichie du LSP, est par ailleurs supporté par de nombreuses études ayant démontré que les zones de végétation submergées s'avèrent d'importants puits en nutriments, des habitats riches en ressources alimentaires et des refuges contre la prédation (Rozas & Odum 1988; Findlay et al. 2006; Rozas & Minello 2006; Strayer & Malcom 2007). Si ce phénomène a été découvert sur la rive sud du LSP, il serait pertinent

d'examiner s'il pourrait aussi s'appliquer à la rive nord du LSP, puisque plusieurs tributaires et masses d'eau présentent des concentrations de phosphore et d'azote supérieures aux seuils de qualité provinciale (Hudon & Carignan 2008; MDDEFP 2013). Il pourrait en résulter une fragmentation de l'habitat entre des secteurs productifs et d'autres sous-optimaux. Les larves de perchaude écloses dans les secteurs productifs pourraient donc y être retenues dans la végétation submergée tel que proposé par Bertolo et al. (2012) et Paradis et al. (2014), et bénéficier de bonnes conditions de croissance (Hudon et al. 2012). Celles produites dans les secteurs dégradés pourraient alors être soumises à une survie plus faible, ou encore, être davantage disposées à se disperser en l'absence de structures aquatiques (Hudon et al. 2012; Lazartigues et al. en prép.). La rétention dans les herbiers enrichis et la dispersion dans ceux appauvris impliqueraient l'intervention de mécanismes de transport actif et/ou passif qui mériteraient d'être approfondis.

4.3 La dispersion, un mécanisme de soutien

La dispersion apparaît aussi comme un processus important dans la distribution des larves de perchaude du Saint-Laurent puisque plus de 40% des postlarves capturées dans les secteurs du LSP et de l'aval ont subi de la dispersion (figure 4). Parmi les larves capturées dans le LSP, 37% de celles-ci proviendraient de l'amont-sud. Les secteurs aval sont également soutenus par des zones de production externes qui correspondent aux secteurs amont-nord (20%) et LSP-sud (25%; figure 4). À l'échelle de l'étude, il n'est pas possible de déterminer

si les individus qui proviennent des secteurs amont se sont dispersées sur de longues distances ou s'ils proviennent de l'archipel du LSP qui pourrait être inclus dans la population génétiquement distincte du LSP et de l'aval (Leclerc et al. 2008). Nos résultats ne supportent alors que partiellement la présence d'une barrière à la dispersion aux environs du début de l'archipel du LSP puisque de la dispersion en provenance des secteurs amont est détectée (Leclerc et al. 2008). Ces auteurs ont identifié la présence de petits barrages situés à l'entrée de l'archipel comme étant la principale barrière à la dispersion. Ces petits barrages sont en fait des reversoirs mis en place afin d'augmenter le niveau de l'eau et de détourner l'écoulement de l'eau dans le chenal de navigation (Morin & Côté 2003), mais ils ne constituent pas des obstacles infranchissables pour les larves, car ils ne bloquent pas totalement le passage de l'eau. Le débit dans le chenal aurait ainsi été augmenté de 25 à 85 % à la suite de leur construction (Briand 1963). À cet effet, la barrière à la dispersion devient plus facilement franchissable si les individus du secteur amont-sud empruntent les eaux rapides du chenal de navigation qui est libre de passage. La dispersion du secteur amont-nord vers l'aval implique aussi l'utilisation du chenal de navigation, notamment pour traverser le LSP. La présence d'une barrière à la dispersion située à l'entrée de l'archipel est cohérente avec nos résultats à condition que les larves en dispersion aient été produites dans l'archipel. Comme cette région est reconnue pour être favorable à la reproduction de la perchaude et de plusieurs espèces de poisson (Brodeur et al 2006; La Violette et al 2003; Benoit et al 1987), la dispersion des secteurs amont

pourrait provenir d'une production située dans le secteur de l'archipel. Les résultats soulèvent le besoin de réviser la structure des populations telle que proposée par Leclerc et al. (2008) et de clarifier l'origine des postlarves s'étant dispersées dans le LSP et dans l'aval.

Le LSP-sud s'avère aussi une source de production pour le secteur de l'aval où près du quart des larves capturées proviennent de la dispersion du LSP-sud. La présence de connectivité entre ces secteurs corrobore l'absence de structure génétique chez les perchaudes adultes entre le LSP et l'estuaire fluvial tel que proposée par Leclerc et al. (2008). À notre connaissance, aucune autre étude n'a démontré qu'une proportion de larves produites dans le LSP se dispersait vers l'aval. Seules des études ayant utilisé la méthode de capture-marquage-recapture ont rapporté que les perchaudes adultes effectuent des déplacements bidirectionnels amont-aval dans le LSP et entre le LSP et la fin de l'estuaire fluvial, près de la ville de Québec (Leclerc 1987; de Lafontaine et al. 2002).

À partir d'observations sur les propriétés physico-chimiques des différentes masses d'eau ainsi que de leur faible degré de mélange sur l'axe longitudinal, il a été établi que le Saint-Laurent possède un degré de connectivité hydrologique élevé. Cette variable s'avère être déterminante quant à la distribution longitudinale de la matière organique dissoute, des organismes planctoniques et des communautés de zooplancton (Massicotte & Frenette 2011; Frenette et al. 2012; Massicotte et al. 2014). Ainsi, nous croyons qu'il soit possible qu'une proportion

des larves produites dans le LSP-sud et l'amont puissent se retrouver dans les masses d'eau du centre où la vitesse des courants est plus élevée que la capacité natatoire des postlarves (Houde 1969; La Violette et al. 2003). Dès lors, les larves seraient transportées vers l'aval pour ensuite être retenues dans des aires d'alevinage principalement constituées de végétation submergée. Nos résultats suggèrent que la rétention des larves en milieu littoral est l'un des principaux processus qui régit la distribution des larves dans le sud du LSP (37%) et dans l'aval (35%), mais que la dispersion serait un mécanisme tout aussi important pour le soutien de la population du LSP (37%) et des secteurs de l'aval (45%; figure 4).

Lorsque l'origine des postlarves a été déterminée, les secteurs comportant peu d'individus ont été fusionnés à ceux plus abondants pour former deux groupes (LSP et aval). Par conséquent, il n'est pas possible de déterminer si la dispersion des postlarves en direction du LSP et de l'aval soutient un secteur en particulier parmi ceux ayant été regroupés. Dans le cas des secteurs LSP-nord et aval-nord, on ne peut donc pas directement déterminer si la connectivité observée aurait pu soutenir ces secteurs. Les résultats soulèvent qu'il pourrait y avoir un problème au niveau de la survie des perchaudes dans les secteurs LSP-nord et aval-nord, car leur abondance en prolarves était relativement élevée (en comparaison aux secteurs en amont où une contribution a été observée) et que malgré cela, presque aucune contribution de ces secteurs n'a été détectée par la chimie des otolithes. Dans le contexte actuel, où un problème de recrutement a été reconnu (Magnan et al. sous presse), il est envisageable que les perturbations à l'égard des

habitats de reproduction, comme le remplacement de la plaine d'inondation au profit de l'agriculture et la dégradation des herbiers submergés (de la Chenelière et al. 2014), puissent avoir influencé négativement la production des larves. Puisqu'aucune rétention n'a été observée dans le secteur aval-nord, il est également possible qu'une grande proportion des prolarves ait été évacuée à l'extérieur de la zone d'étude. L'absence de rétention est d'ailleurs supportée par le fait que peu de végétation submergée occupe ce secteur et que la vitesse d'écoulement y est globalement élevée (CSL 1996; Létourneau & Jean 1996). Cette hypothèse souligne l'importance que les mécanismes de rétention et de dispersion fonctionnent en synergie dans la régulation de cette population de perchaude. Bien que les résultats de la présente étude soulèvent des questionnements quant à la survie des perchaudes dans certains secteurs, ils ne peuvent pas constituer une preuve directe du problème de recrutement. Pour réellement évaluer le recrutement, il aurait été nécessaire de suivre la cohorte de 2011 au-delà du stade larvaire afin de pouvoir mesurer la survie de ces individus à la fin de leur première année de vie ou jusqu'à l'atteinte d'une taille exploitable.

La structure de la population des jeunes perchaudes proposée dans cette étude doit être interprétée en considérant le contexte actuel de déclin des stocks de perchaude et de la dégradation des habitats. Ainsi, nous suspectons que l'ampleur de la dispersion présentement observée pourrait être amplifiée par rapport à une situation où la perchaude serait plus abondante. Étant donné que les stocks du LSP et de l'aval sont faibles, il est possible que les individus ayant

dispersés soient plus faiblement dilués à l'intérieur de la population locale, alors que la dispersion serait plus difficile à détecter en situation de forte abondance (plus grand potentiel de dilution des individus dispersés). La réduction des zones de végétation submergées pourrait également faciliter la dispersion passive due à l'augmentation de la vitesse de l'eau en l'absence de structures aquatiques et/ou la dispersion active des larves pour atteindre des secteurs de meilleures qualités. De plus, comme le modèle a été élaboré à partir d'une seule année d'échantillonnage caractérisée par une forte crue des eaux et que la production des larves semble être variable entre les années, il serait pertinent d'inclure au modèle d'autres années, notamment de faible débit.

4.4 Variabilité des estimations

Le pourcentage de reclassification de 73,9 % obtenu avec l'empreinte élémentaire des prolarves est comparable ou plus élevé que celui d'autres études réalisées sur la perchaude (Brazner et al. 2004a: 76%; Brazner et al. 2004b: 54%; Lazartigues et al. en prép.: 70,1%). L'empreinte élémentaire est relativement spécifique pour la majorité des sites d'éclosion, sauf pour le LSP-sud, où le succès de reclassification ne dépasse pas 60 %. Le niveau de chevauchement des empreintes entre les secteurs se traduit par une erreur type élevée lorsque les postlarves d'origine inconnue sont réassignées aux sites d'éclosion. Comme peu de prolarves ont été capturées dans certaines régions, nous avons dû regrouper des échantillons ayant des conditions environnementales hétérogènes,

augmentant la variabilité de l'empreinte élémentaire au sein des secteurs. Par exemple, les échantillons du LSP ont été regroupés en deux secteurs alors que huit masses d'eau y ont été identifiées (Frenette et al. 2006). Le faible succès de reclassification du LSP-sud est probablement dû à une plus grande variabilité des empreintes élémentaires entre les individus. Afin de valider la robustesse de l'estimateur du maximum de vraisemblance de HISEA, 20 prolarves (origine connue) ont été soustraites aléatoirement de la base de données de référence et traitées comme un échantillon mixte d'origine inconnue (tableau A2). La composition estimée par HISEA démontre que l'estimateur performe adéquatement pour les grands contributeurs, mais que l'estimation des faibles contributeurs s'avère moins robuste. Cette propriété d'HISEA a d'ailleurs été soulevée par Millar (1987). Cette validation démontre aussi que la plus grande variabilité du LSP-sud se traduit par une surestimation de la contribution de ce secteur. Nos données indiquent que l'empreinte élémentaire est très spécifique aux différentes masses d'eau du Saint-Laurent et que les secteurs réunissant plusieurs masses d'eau peuvent présenter une plus grande variabilité. La capture d'un plus grand nombre de larves par station permettrait de mieux délimiter les secteurs et ainsi, obtenir une résolution plus précise sur les sources de production et les mécanismes de dispersion/rétention.

Statistiquement, les limites établies entre les secteurs sont parfaitement définies, ce qui s'avère être rarement le cas en milieu naturel. Cela est d'autant plus indiqué pour les limites qui divisent les secteurs selon l'axe longitudinal, car la

structure hydrographique y est beaucoup plus homogène que sur l'axe latéral. En réalité, ces limites marquent une transition progressive entre les secteurs. L'échelle spatiale est donc très importante et risque d'entraîner une source de variabilité supplémentaire. Par exemple, si une zone d'éclosion est située à proximité d'une limite entre deux secteurs (et que les conditions environnementales sont en transition), il est possible que des individus soient assignés au mauvais secteur, ce qui surestimerait la dispersion. À cet égard, l'archipel du LSP et les stations situées près de l'exutoire du LSP sont des secteurs limitrophes et productifs.

4.5 Perspectives de gestion

D'une part, cette étude a permis de démontrer que l'utilisation de l'empreinte élémentaire de l'otolithe est appropriée pour refléter l'hétérogénéité des propriétés physico-chimiques qui règne au sein de l'habitat de la perchaude, établissant ainsi sa pertinence à une grande partie du tronçon fluvial et à l'ensemble de l'estuaire fluvial. Bien que les herbiers du LSP qui représentent des zones de reproduction et d'alevinage aient subi des changements profonds, nos résultats indiquent qu'il y a encore présence d'habitats essentiels dans le secteur LSP-sud pour les jeunes stades de vie de la perchaude, s'avérant être l'une des principales sources de production de l'aire d'étude. Compte tenu que Lazartigues et al. (en prép.) et Hudon et al. (2012) ont démontré que la survie des jeunes perchaudes qui y sont produites (LSP-sud) pourrait être plus faible qu'ailleurs en raison des conditions de

croissance qu'on y observe, la situation de la population de perchaude du LSP et de l'estuaire fluvial est d'autant plus préoccupante. Le secteur aval-sud apparaît également être une zone de production importante. Ces secteurs sont à la fois des zones d'éclosion et des aires d'alevinage pour les larves de perchaude, car un niveau de rétention élevé y a été observé. La connectivité s'avère aussi un mécanisme structurant la régulation de l'abondance des larves puisque d'importants couloirs de dispersion ont été identifiés entre les secteurs amont, le LSP et ceux en aval. Pourtant considéré comme une zone importante pour la reproduction, mais aussi pour la dispersion (Lazartigues et al. en prép.), le LSP-nord n'a pas semblé fournir un support significatif en 2011, ni d'ailleurs le secteur aval-nord. Selon les résultats, la rétention des larves en milieu littoral serait l'un des principaux processus régissant la distribution des larves dans les secteurs LSP-sud et aval-sud, mais la dispersion s'est révélée un mécanisme tout aussi important pour le soutien de la population du LSP et des secteurs de l'aval.

Actuellement, l'absence de rétablissement de la population du LSP et de l'aval (entre Bécancour et Batiscan) est principalement attribuée à un faible recrutement des perchaudes à l'âge 1 (Magnan et al. sous presse). La perte de superficie des habitats de fraie dans la plaine d'inondation due à l'empiétement des cultures agricoles et à la dégradation des zones de végétation submergée propices à l'alevinage figurent parmi les principales pressions entravant l'espèce à compléter son cycle de vie. Comme les herbiers sont reconnus pour diminuer la vélocité de l'eau et pour être des habitats favorables à la croissance, ils pourraient

contribuer à la rétention des larves, alors que leur dégradation pourrait promouvoir la dispersion.

Sous ce constat, nous sommes d'avis qu'il est nécessaire de protéger et de restaurer les habitats essentiels de la perchaude tel que proposé par de la Chenelière et al. (2014). La rétention observée à proximité des zones d'éclosion suggère que les habitats littoraux, composés de végétation submergée, sont importants pour l'alevinage des jeunes perchaudes et possiblement pour d'autres espèces de poissons. Ainsi, la restauration de ces habitats essentiels apparaît être un prérequis au rétablissement de l'espèce. Nos résultats soulèvent aussi l'importance de maintenir la connectivité à grande échelle, c'est-à-dire entre les secteurs, mais aussi à plus petite échelle, entre les lieux de fraie et d'alevinage afin d'améliorer l'abondance de la population.

Nous devons également mieux identifier les facteurs qui influencent la production des jeunes ainsi que ceux qui contrôlent les mécanismes de rétention/dispersion. Ces nouvelles connaissances devront par la suite être intégrées à notre compréhension du recrutement afin d'obtenir un modèle de gestion prédictive. Étant donné l'urgence d'agir, nous croyons que plus rapidement des mesures de restauration seront entreprises, meilleur sera le succès de rétablissement des stocks. L'acquisition continue de ces nouvelles connaissances est nécessaire afin de guider les actions futures.

RÉFÉRENCES

- Allan, J. D., Abell, R., Hogan, Z., Revenga, C., Taylor, B. W., Welcomme, R. L. and Winemiller, K. 2005. Overfishing of inland waters. *Bioscience* 55(12): 1041-1051.
- Anderson, M. J., Gorley, R. N. and Clarke, K. R. 2008. PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to software and statistical methods. PRIMER-E Ltd, Plymouth, 214p.
- Auer, N. A. 1982. Identification of larval fishes of the great lakes basin with emphasis on the lake Michigan drainage. Great lakes fishery commission, Michigan, 744p.
- Basu, B. K., Kalff, J. and Pinel-Alloul, B. 2000. The influence of macrophyte beds on plankton communities and their export from fluvial lakes in the St Lawrence River. *Freshwater Biology* 45(4): 373-382.
- Bath, G. E., Thorrold, S. R., Jones, C. M., Campana, S. E., McLaren, J. W. and Lam, J. W. H. 2000. Strontium and barium uptake in aragonitic otoliths of marine fish. *Geochimica Et Cosmochimica Acta* 64(10): 1705-1714.
- Beeton, A. M. 2002. Large freshwater lakes: present state, trends, and future. *Environmental Conservation* 29(01): 21-38.
- Bertolo, A., Blanchet, F. G., Magnan, P., Brodeur, P., Mingelbier, M. and Legendre, P. 2012. Inferring processes from spatial patterns: the role of directional and non-directional forces in shaping fish larvae distribution in a freshwater lake system. *Plos One* 7(11): e50239.
- Bertrand, M., Cabana, G., Marcogliese, D. J. and Magnan, P. 2011. Estimating the feeding range of a mobile consumer in a river-flood plain system using $\delta^{13}\text{C}$ gradients and parasites. *Journal of Animal Ecology* 80(6): 1313-1323.
- Bradbury, I. R., Campana, S. E. and Bentzen, P. 2008. Estimating contemporary early life-history dispersal in an estuarine fish: integrating molecular and otolith elemental approaches. *Molecular Ecology* 17(6): 1438-1450.
- Bradbury, I. R., DiBacco, C., Thorrold, S. R., Snelgrove, P. V. R. and Campana, S. E. 2011. Resolving natal tags using otolith geochemistry in an estuarine fish, rainbow smelt *Osmerus mordax*. *Marine Ecology-Progress Series* 433: 195-U576.
- Brazner, J. C., Campana, S. E. and Tanner, D. K. 2004a. Habitat fingerprints for Lake Superior coastal wetlands derived from elemental analysis of yellow

- perch otoliths. *Transactions of the American Fisheries Society* 133(3): 692-704.
- Brazner, J. C., Campana, S. E., Tanner, D. K. and Schram, S. T. 2004b. Reconstructing habitat use and wetland nursery origin of yellow perch from Lake Superior using otolith elemental analysis. *Journal of Great Lakes Research* 30(4): 492-507.
- Briand, J. 1963. Survey of the Sorel Weirs. Department of Transports, St. Lawrence ship channel division, Hydraulic section.
- Brodeur, P., Mingelbier, M. and Morin, J. 2006. Impact de la régularisation du débit des Grands Lacs sur l'habitat de reproduction des poissons dans la plaine inondable du fleuve Saint-Laurent. *Le Naturaliste canadien* 130(1): 60-68.
- Campana, S. E. 1999. Chemistry and composition of fish otoliths: pathways, mechanisms and applications. *Marine Ecology-Progress Series* 188: 263-297.
- Campana, S. E., Chouinard, G. A., Hanson, J. M., Frechet, A. and Bratney, J. 2000. Otolith elemental fingerprints as biological tracers of fish stocks. *Fisheries Research* 46(1-3): 343-357.
- Campana, S. E. and Neilson, J. D. 1985. Microstructure of fish otoliths. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 42(5): 1014-1032.
- Centre Saint-Laurent (CSL). 1996. Rapport synthèse sur l'état du Saint-Laurent. Volume 1: L'écosystème du Saint-Laurent. Environnement Canada – Région du Québec, Conservation de l'environnement, et Éditions MultiMondes.
- Cooke, S. J. and Cowx, I. G. 2006. Contrasting recreational and commercial fishing: Searching for common issues to promote unified conservation of fisheries resources and aquatic environments. *Biological Conservation* 128(1): 93-108.
- Cowan, J. H. and Shaw, R. F. 2002. Recruitment. in *Fishery science; The unique contribution of early life stages*. L. A. Fuiman and R. G. Werner. Oxford, Blackwell publishing. 88-111p.
- Cowen, R. K., Lwiza, K. M. M., Sponaugle, S., Paris, C. B. and Olson, D. B. 2000. Connectivity of marine populations: Open or closed? *Science* 287(5454): 857-859.
- Cowen, R. K. and Sponaugle, S. 2009. Larval dispersal and marine population connectivity. *Annual Review of Marine Science* 1(1): 443-466.
- Crook, D. A. and Gillanders, B. M. 2006. Use of otolith chemical signatures to estimate carp recruitment sources in the mid-Murray River, Australia. *River Research and Applications* 22(8): 871-879.

- Crook, D. A., Macdonald, J. I., McNeil, D. G., Gilligan, D. M., Asmus, M., Maas, R. and Woodhead, J. 2013. Recruitment sources and dispersal of an invasive fish in a large river system as revealed by otolith chemistry analysis. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 70(7): 953-963.
- de la Chenelière, V., Brodeur, P. and Mingelbier, M. 2014. Restauration des habitats du lac Saint-Pierre : un prérequis au rétablissement de la perchaude. *Le Naturaliste canadien* 138(2): 50-61.
- de Lafontaine, Y., Marchand, F., Labonté, D. and Lagacé, M. 2002. The hydrological regime and fish distribution and abundance in the St. Lawrence River: Are experimental trap data a valid indicator? Rapport présenté à la Commission mixte internationale par Environnement Canada – Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent, 33p.
- Dettmers, J. M., Janssen, J., Pientka, B., Fulford, R. S. and Jude, D. J. 2005. Evidence across multiple scales for offshore transport of yellow perch (*Perca flavescens*) larvae in Lake Michigan. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62(12): 2683-2693.
- Dumont, P. 1996. Comparaison de la dynamique des populations de perchaudes (*Perca flavescens*) soumises à des niveaux différents de stress anthropique. Thèse de doctorat, Université du Québec à Montréal et Ministère de l'Environnement et de la Faune, 286p.
- Elsdon, T. S. and Gillanders, B. M. 2004. Fish otolith chemistry influenced by exposure to multiple environmental variables. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 313(2): 269-284.
- Elsdon, T. S., Wells, B. K., Campana, S. E., Gillanders, B. M., Jones, C. M., Limburg, K. E., Secor, D. H., Thorrold, S. R. and Walther, B. D. 2008. Otolith chemistry to describe movements and life-history parameters of fishes: Hypotheses, assumptions, limitations and inferences. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* 46: 297-330.
- Findlay, S. E. G., Nieder, W. C., Blair, E. A. and Fischer, D. T. 2006. Multi-scale controls on water quality effects of submerged aquatic vegetation in the tidal freshwater Hudson River. *Ecosystems* 9(1): 84-96.
- Fortier, L. and Leggett, W. C. 1982. Fickian transport and the dispersal of fish larvae in estuaries. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 39(8): 1150-1163.
- Frenette, J.-J., Massicotte, P. and Lapierre, J.-F. 2012. Colorful niches of phytoplankton shaped by the spatial connectivity in a large river ecosystem: A riverscape perspective. *Plos One* 7(4): e35891.

- Frenette, J. J., Arts, M. T., Morin, J., Gratton, D. and Martin, C. 2006. Hydrodynamic control of the underwater light climate in fluvial Lac Saint-Pierre. *Limnology and Oceanography* 51(6): 2632-2645.
- Fullerton, A. H., Burnett, K. M., Steel, E. A., Flitcroft, R. L., Pess, G. R., Feist, B. E., Torgersen, C. E., Miller, D. J. and Sanderson, B. L. 2010. Hydrological connectivity for riverine fish: measurement challenges and research opportunities. *Freshwater Biology* 55(11): 2215-2237.
- Gascuel, D., Coll, M., Fox, C., Guénette, S., Guitton, J., Kenny, A., Knittweis, L., Nielsen, J. R., Piet, G., Raid, T., Travers-Trolet, M. and Shephard, S. 2014. Fishing impact and environmental status in European seas: a diagnosis from stock assessments and ecosystem indicators. *Fish and Fisheries*: n/a-n/a.
- Gillanders, B. M. 2002. Connectivity between juvenile and adult fish populations: do adults remain near their recruitment estuaries? *Marine Ecology-Progress Series* 240: 215-223.
- Girard, C. 2012. Variabilité spatiale de l'empreinte élémentaire des otolithes de larves et de juvéniles de perchaude (*Perca flavescens*) au lac Saint-Pierre, fleuve Saint-Laurent Mémoire de maîtrise en ressources renouvelables, Université du Québec à Chicoutimi, 67p.
- Glemet, H. and Rodriguez, M. A. 2007. Short-term growth (RNA/DNA ratio) of yellow perch (*Perca flavescens*) in relation to environmental influences and spatio-temporal variation in a shallow fluvial lake. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 64(12): 1646-1655.
- Guénette, S., Mailhot, Y., McQuinn, I., Lamoureux, P. and Fortin, R. 1994. Paramètres biologiques, exploitation commerciale et modélisation de la population de perchaude (*Perca flavescens*) du lac Saint-Pierre. Ministère de l'environnement et de la faune, Direction régionale Mauricie-Bois-Francs et Université du Québec à Montréal, 110p.
- Hanski, I. 1998. Metapopulation dynamics. *Nature* 396(6706): 41-49.
- Hanski, I. and Gaggiotti, O. 2004. Metapopulation biology: past, present, and future. in *Ecology, Genetics and Evolution of Metapopulations*. I. H. E. Gaggiotti. Burlington, Academic Press. 3-22p.
- Hartigan, J. A. and Wong, M. A. 1979. Algorithm AS 136: A K-Means Clustering Algorithm. *Journal of the Royal Statistical Society. Series C (Applied Statistics)* 28(1): 100-108.
- Hastings, A. and Botsford, L. W. 2006. Persistence of spatial populations depends on returning home. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 103(15): 6067-6072.

- Henderson, B. A. and Nepszy, S. J. 1988. Recruitment of Yellow Perch (*Perca flavescens*) Affected by Stock Size and Water Temperature in Lakes Erie and St. Clair, 1965–85. *Journal of Great Lakes Research* 14(2): 205-215.
- Hjort, J. 1914. Fluctuations in the great fisheries of northern Europe. *Rapports et Procès verbaux du Conseil International de l'Exploration de la Mer* 20: 202-228.
- Houde, E. D. 1969. Sustained swimming ability of larvae of Walleye (*Stizostedion vitreum vitreum*) and Yellow Perch (*Perca flavescens*). *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 26(6): 1647-1659.
- Houde, E. D. 2008. Emerging from Hjort's shadow. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science* 41: 53-70.
- Hubbs, C. L. 1943. Terminology of early stages of fishes. *Copeia* 1943(4): 260.
- Hudon, C. and Carignan, R. 2008. Cumulative impacts of hydrology and human activities on water quality in the St. Lawrence River (Lake Saint-Pierre, Quebec, Canada). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 65(6): 1165-1180.
- Hudon, C., Cattaneo, A., Tourville Poirier, A.-M., Brodeur, P., Dumont, P., Mailhot, Y., Amyot, J.-P., Despatie, S.-P. and de Lafontaine, Y. 2012. Oligotrophication from wetland epuration alters the riverine trophic network and carrying capacity for fish. *Aquatic Sciences* 74(3): 495-511.
- Hudon, C., Paquet, S. and Jarry, V. 1996. Downstream variations of phytoplankton in the St. Lawrence River (Québec, Canada). *Hydrobiologia* 337(1-3): 11-26.
- Huggins, K., Frenette, J.-J. and Arts, M. T. 2004. Nutritional quality of biofilms with respect to light regime in Lake Saint-Pierre (Québec, Canada). *Freshwater Biology* 49(7): 945-959.
- Jackson, D. A., Walker, S. C. and Poos, M. S. 2010. Cluster analysis of fish community data: “new” tools for determining meaningful groupings of sites and species assemblages. *American Fisheries Society Symposium* 73: 503-527.
- Jackson, J. B. C., Kirby, M. X., Berger, W. H., Bjorndal, K. A., Botsford, L. W., Bourque, B. J., Bradbury, R. H., Cooke, R., Erlandson, J., Estes, J. A., Hughes, T. P., Kidwell, S., Lange, C. B., Lenihan, H. S., Pandolfi, J. M., Peterson, C. H., Steneck, R. S., Tegner, M. J. and Warner, R. R. 2001. Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science* 293(5530): 629-638.
- Jean, M. and Létourneau, G. 2011. Changements dans les milieux humides du fleuve Saint-Laurent de 1970 à 2002. Environnement Canada, Direction générale des sciences et de la technologie, Monitoring et surveillance de la qualité de l'eau au Québec, Rapport technique numéro 511, 302p.

- Jones, G. P., Planes, S. and Thorrold, S. R. 2005. Coral reef fish larvae settle close to home. *Current Biology* 15(14): 1314-1318.
- Kerr, L. A. and Campana, S. E. 2014. Chapter eleven - Chemical composition of fish hard parts as a natural marker of fish stocks. in *Stock Identification Methods* (Second Edition). S. X. C. A. K. Mariani. San Diego, Academic Press. 205-234p.
- Kraus, R. T. and Secor, D. H. 2005. Connectivity in estuarine white perch populations of Chesapeake Bay: evidence from historical fisheries data. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 64(1): 108-118.
- La Violette, N., Fournier, D., Dumont, P. and Mailhot, Y. 2003. Caractérisation des communautés de poissons et développement d'un indice d'intégrité biotique pour le fleuve Saint-Laurent, 1995-1997. *Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de la recherche sur la faune*, 237p.
- Laprise, R. and Dodson, J. J. 1989a. Ontogeny and importance of tidal vertical migrations in the retention of larval smelt *Osmerus mordax* in a well-mixed estuary. *Marine Ecology Progress Series* 55: 101-111.
- Laprise, R. and Dodson, J. J. 1989b. Ontogenetic changes in the longitudinal distribution of two species of larval fish in a turbid well-mixed estuary. *Journal of Fish Biology* 35: 39-47.
- Lazartigues, A. V., Girard, C., Mingelbier, M. and Sirois, P. en prép. Main *Perca flavescens* sources and potential connectivity in fluvial Saint-Pierre Lake (St. Lawrence River, Canada): where should the conservation tools focus on?
- Lazartigues, A. V., Sirois, P. and Savard, D. 2014. LA-ICP-MS analysis of small samples: carbonate reference materials and larval fish otoliths. *Geostandards and Geoanalytical Research* 38(2): 225-240.
- Lechner, A., Keckeis, H., Schludermann, E., Humphries, P., McCasker, N. and Tritthart, M. 2013. Hydraulic forces impact larval fish drift in the free flowing section of a large European river. *Ecohydrology* 7(2): 648-658.
- Leclerc, E., Mailhot, Y., Mingelbier, M. and Bernatchez, L. 2008. The landscape genetics of yellow perch (*Perca flavescens*) in a large fluvial ecosystem. *Molecular Ecology* 17(7): 1702-1717.
- Leclerc, P. 1987. Les perchaudes (*Perca flavescens*) du lac Saint-Pierre biologie des populations et diagnose de l'intensité d'exploitation sportive et commerciale. *Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Montréal*, 95p.
- Leclerc, V., Sirois, P., Planas, D. and Bérubé, P. 2011. Diet and feeding success of fast-growing yellow perch larvae and juveniles in perturbed boreal lakes. *Transactions of the American Fisheries Society* 140(5): 1193-1205.

- Létourneau, G. and Jean, M. 1996. Cartographie des marais, marécages et herbiers aquatiques le long du Saint-Laurent par télédétection aéroportée. Environnement Canada - Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent. Rapport scientifique et technique ST-61, 114p.
- Leung, C., Magnan, P. and Angers, B. 2011. Genetic Evidence for Sympatric Populations of Yellow Perch (*Perca flavescens*) in Lake Saint-Pierre (Canada): the Crucial First Step in Developing a Fishery Management Plan. *Journal of Aquaculture & Research Development* S6(001).
- Levin, L. A. 2006. Recent progress in understanding larval dispersal: new directions and digressions. *Integrative and Comparative Biology* 46(3): 282-297.
- Levin, S. A. 1974. Dispersion and population interactions. *The American Naturalist* 108(960): 207-228.
- Levins, R. 1969. Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bulletin of the ESA* 15(3): 237-240.
- Lippson, A. J. and Moran, R. L. 1974. Manual for identification of early developmental stages of fishes of the potomac river estuary. Environmental Technology Center, 282p.
- Longerich, H. P., Jackson, S. E. and Gunther, D. 1996. Laser ablation inductively coupled plasma mass spectrometric transient signal data acquisition and analyte concentration calculation. *Journal of Analytical Atomic Spectrometry* 11(9): 899-904.
- Magnan, P. 2002. Avis scientifique sur l'état du stock de perchaudes au lac Saint-Pierre, les indicateurs biologiques utilisés pour effectuer son suivi et la pertinence de protéger la période de fraye de façon partielle ou totale. Chaire de recherche du Canada en écologie des eaux douces, Université du Québec à Trois-Rivières, 52p.
- Magnan, P., Brodeur, P., Vachon, N., Mailhot, Y., Dumont, P. and Paradis, Y. sous presse. État des stocks de perchaude du lac Saint-Pierre et du tronçon Bécancour-Batiscau en 2011-2012 et bilan du plan de gestion de 2008. Comité aviseur scientifique sur la gestion de la perchaude du lac Saint-Pierre, Université du Québec à Trois-Rivières et ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, 33p.
- Magnan, P., Mailhot, Y. and Dumont, P. 2008. État du stock de perchaude du lac Saint-Pierre en 2007 et efficacité du plan de gestion de 2005. Comité aviseur scientifique sur la gestion de la perchaude du lac Saint Pierre, Université du Québec à Trois-Rivières et ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, 30p.

- Mailhot, Y., Axelsen, F., Dumont, P., Fournier, H., Lamoureux, P., Pomerleau, C. and Portelance, B. 1987. Avis scientifique sur le statut de la population de la Perchaude au lac Saint-Pierre. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec et ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec. Comité scientifique conjoint, 26p.
- Mansueti, A. J. 1964. Early development of the yellow perch, *Perca flavescens*. Chesapeake Science 5(T-2): 46-66.
- Martin, G. B., Thorrold, S. R. and Jones, C. M. 2004. Temperature and salinity effects on strontium incorporation in otoliths of larval spot (*Leiostomus xanthurus*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 61(1): 34-42.
- Massicotte, P. and Frenette, J.-J. 2011. Spatial connectivity in a large river system: resolving the sources and fate of dissolved organic matter. Ecological Applications 21(7): 2600-2617.
- Massicotte, P., Frenette, J.-J., Proulx, R., Pinel-Alloul, B. and Bertolo, A. 2014. Riverscape heterogeneity explains spatial variation in zooplankton functional evenness and biomass in a large river ecosystem. Landscape Ecology 29(1): 67-79.
- McPhee, D. P., Leadbitter, D. and Skilleter, G. A. 2002. Swallowing the bait: Is recreational fishing in Australia ecologically sustainable? Pacific Conservation Biology 8(1): 40-51.
- Miehls, S. M. and Dettmers, J. M. 2011. Factors influencing habitat shifts of age-0 Yellow Perch in southwestern Lake Michigan. Transactions of the American Fisheries Society 140(5): 1317-1329.
- Millar, R. B. 1987. Maximum-likelihood-estimation of mixed stock fishery composition. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 44(3): 583-590.
- Millar, R. B. 1990. Comparison of methods for estimating mixed stock fishery composition. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 47(11): 2235-2241.
- Miller, J. A. 2011. Effects of water temperature and barium concentration on otolith composition along a salinity gradient: Implications for migratory reconstructions. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 405(1-2): 42-52.
- Milligan, G. and Cooper, M. 1985. An examination of procedures for determining the number of clusters in a data set. Psychometrika 50(2): 159-179.
- Mingelbier, M., Brodeur, P. and Morin, J. 2005. Recommandations concernant les poissons et leurs habitats dans le Saint-Laurent fluvial et évaluation des critères de régularisation du système lac Ontario – Saint-Laurent. Ministère

- des Ressources naturelles et de la faune, Direction de la recherche sur la faune, 141p.
- Mingelbier, M., Reyjol, Y., Dumont, P., Mailhot, Y., Brodeur, P., Deschamps, D. and Côté, C. 2008. Les communautés de poissons d'eau douce dans le Saint-Laurent, fiche synthèse Plan Saint-Laurent, 2e éd. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 8p.
- Ministère du Développement durable de l'Environnement de la Faune et des Parcs (MDDEFP). 2013. Le lac Saint-Pierre: un joyau à restaurer. 28p.
- Morin, J. and Côté, J.-P. 2003. Modifications anthropiques sur 150 ans au lac Saint-Pierre : une fenêtre sur les transformations de l'écosystème du Saint-Laurent. *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement* 4(3).
- Morin, J., Leclerc, M., Secretan, Y. and Boudreau, P. 2000. Integrated two-dimensional macrophytes-hydrodynamic modeling. *Journal of Hydraulic Research* 38(3): 163-172.
- MPO. 2014. Mise à jour de l'évaluation du stock de morue du Nord (2J3KL). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des sci.
- Myers, R. A. 2002. Recruitment: Understanding density-dependence in fish population. in *Handbook of fish biology and fisheries volume 1*. P. J. B. Hart and J. D. Reynolds, Blackwell Publishing.
- Norden, C. R. 1961. The identification of larval Yellow Perch, *Perca flavescens* and Walleye, *Stizostedion vitreum*. *Copeia* 1961(3): 282-288.
- Panella, G. 1971. Fish otoliths: daily growth layers and periodical patterns. *Science* 173: 1124-1127.
- Pangle, K. L., Ludsin, S. A. and Fryer, B. J. 2010. Otolith microchemistry as a stock identification tool for freshwater fishes: testing its limits in Lake Erie. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 67(9): 1475-1489.
- Paradis, Y., Bertolo, A., Mingelbier, M., Brodeur, P. and Magnan, P. 2014. What controls distribution of larval and juvenile yellow perch? The role of habitat characteristics and spatial processes in a large, shallow lake. *Journal of Great Lakes Research* 40(1): 172-178.
- Paton, C., Hellstrom, J., Paul, B., Woodhead, J. and Hergt, J. 2011. Iolite: Freeware for the visualisation and processing of mass spectrometric data. *Journal of Analytical Atomic Spectrometry* 26(12): 2508-2518.
- Pavlov, D. S. 1994. The downstream migration of young fishes in rivers. *Folia Zoologica* 43(3): 193-208.
- Pavlov, D. S., Mikheev, V. N., Lupandin, A. I. and Skorobogatov, M. A. 2008. Ecological and behavioural influences on juvenile fish migrations in

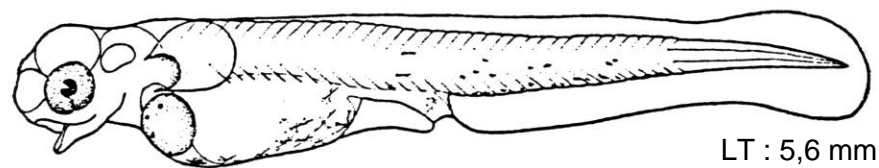
- regulated rivers: a review of experimental and field studies. *Hydrobiologia* 609: 125-138.
- Pelletier, M. and Fortin, G. R. 1998. Synthèse des connaissances sur les aspects physiques et chimiques de l'eau et des sédiments du secteur d'étude Trois-Rivières-Bécancour: Rapport technique — Zones d'intervention prioritaire 12 et 13. Environnement Canada - région du Québec, Conservation de l'Environnement, Centre Saint-Laurent, Québec, 170p.
- Pineda, J., Hare, J. A. and Sponaugle, S. 2007. Larval transport and dispersal in the coastal ocean and consequences for population connectivity. *Oceanography* 20(3): 22-39.
- Post, J. R. and McQueen, D. J. 1988. Ontogenetic changes in the distribution of larval and juvenile yellow perch (*Perca flavescens*): A response to prey or predators? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 45(10): 1820-1826.
- Post, J. R., Sullivan, M., Cox, S., Lester, N. P., Walters, C. J., Parkinson, E. A., Paul, A. J., Jackson, L. and Shuter, B. J. 2002. Canada's recreational fisheries: The invisible collapse? *Fisheries* 27(1): 6-17.
- Quinn, G. P. and Keough, M. J. 2002. Experimental design and data analysis for biologists. Cambridge University Press, Cambridge, 537p.
- Reichard, M. and Jurajda, P. 2007. Seasonal dynamics and age structure of drifting cyprinid fishes: an interspecific comparison. *Ecology of Freshwater Fish* 16(4): 482-492.
- Reisser, C. M. O., Bell, J. J. and Gardner, J. P. A. 2014. Correlation between pelagic larval duration and realised dispersal: long-distance genetic connectivity between northern New Zealand and the Kermadec Islands archipelago. *Marine Biology* 161(2): 297-312.
- Roberts, C. M. 1997. Connectivity and management of Caribbean coral reefs. *Science* 278(5342): 1454-1457.
- Rondeau, B., Cossa, D., Gagnon, P., Pham, T. T. and Surette, C. 2005. Hydrological and biogeochemical dynamics of the minor and trace elements in the St. Lawrence River. *Applied Geochemistry* 20(7): 1391-1408.
- Rothschild, B. J. 2000. "Fish stocks and recruitment": the past thirty years. *ICES Journal of Marine Science / Journal du Conseil* 57(2): 191-201.
- Rozas, L. P. and Minello, T. J. 2006. Nekton use of *Vallisneria americana* Michx. (Wild Celery) beds and adjacent habitats in coastal Louisiana. *Estuaries and Coasts* 29(2): 297-310.
- Rozas, L. P. and Odum, W. E. 1988. Occupation of submerged aquatic vegetation by fishes: testing the roles of food and refuge. *Oecologia* 77(1): 101-106.

- SAS Institute Inc. 1983. SAS Technical report A-108, Cubic Clustering Criterion. SAS Institute Inc., 56p.
- Schiemer, F., Keckeis, H., Reckendorfer, W. and Winkler, G. 2001. The "inshore retention concept" and its significance for large rivers. *Large Rivers* 12(2-4): 509-516.
- Schludermann, E., Tritthart, M., Humphries, P. and Keckeis, H. 2012. Dispersal and retention of larval fish in a potential nursery habitat of a large temperate river: an experimental study. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 69(8): 1302-1315.
- Sinclair, M. 1988. Marine populations. An essay on population regulation and speciation. Washington Sea Grant Program, University of Washington Press, Seattle, 252p.
- Strayer, D. L. and Malcom, H. M. 2007. Submersed vegetation as habitat for invertebrates in the Hudson River estuary. *Estuaries and Coasts* 30(2): 253-264.
- Tardif, D., Glémet, H., Brodeur, P. and Mingelbier, M. 2005. RNA/DNA ratio and total length of yellow perch (*Perca flavescens*) in managed and natural wetlands of a large fluvial lake. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62(10): 2211-2218.
- Thorrold, S. R., Jones, G. P., Hellberg, M. E., Burton, R. S., Swearer, S. E., Neigel, J. E., Morgan, S. G. and Warner, R. R. 2002. Quantifying larval retention and connectivity in marine populations with artificial and natural markers. *Bulletin of Marine Science* 70(1): 291-308.
- Thorrold, S. R., Zacherl, D. C. and Levin, L. A. 2007. Population connectivity and larval dispersal using geochemical signatures in calcified structures. *Oceanography* 20(3): 80-89.
- Vis, C., Cattaneo, A. and Hudon, C. 2008. Shift from chlorophytes to cyanobacteria in benthic macroalgae along a gradient of nitrate depletion. *Journal of Phycology* 44(1): 38-44.
- Vis, C., Hudon, C. and Carignan, R. 2003. An evaluation of approaches used to determine the distribution and biomass of emergent and submerged aquatic macrophytes over large spatial scales. *Aquatic Botany* 77(3): 187-201.
- Vis, C., Hudon, C., Carignan, R. and Gagnon, P. 2007. Spatial analysis of production by macrophytes, phytoplankton and epiphyton in a large river system under different water-level conditions. *Ecosystems* 10(2): 293-310.
- Weber, M. J., Dettmers, J. M. and Wahl, D. H. 2011. Growth and survival of age-0 Yellow Perch across habitats in southwestern lake michigan: early life history in a large freshwater environment. *Transactions of the American Fisheries Society* 140(5): 1172-1185.

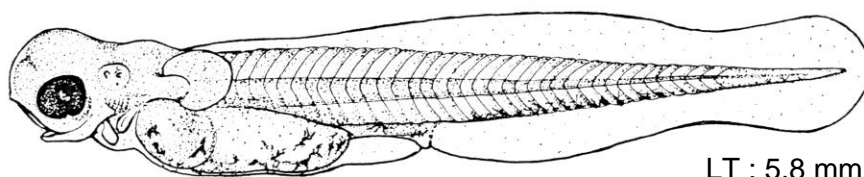
- Webster, M. S., Marra, P. P., Haig, S. M., Bensch, S. and Holmes, R. T. 2002. Links between worlds: unraveling migratory connectivity. *Trends in Ecology & Evolution* 17(2): 76-83.
- Whiteside, M., Swindoll, C. M. and Doolittle, W. 1985. Factors affecting the early life history of yellow perch, *Perca flavescens*. *Environmental Biology of Fishes* 12(1): 47-56.
- Woodhead, J. D., Hellstrom, J., Hergt, J. M., Greig, A. and Maas, R. 2007. Isotopic and elemental imaging of geological materials by laser ablation inductively coupled plasma-mass spectrometry. *Geostandards and Geoanalytical Research* 31(4): 331-343.
- Worm, B., Hilborn, R., Baum, J. K., Branch, T. A., Collie, J. S., Costello, C., Fogarty, M. J., Fulton, E. A., Hutchings, J. A., Jennings, S., Jensen, O. P., Lotze, H. K., Mace, P. M., McClanahan, T. R., Minto, C., Palumbi, S. R., Parma, A. M., Ricard, D., Rosenberg, A. A., Watson, R. and Zeller, D. 2009. Rebuilding global fisheries. *Science* 325(5940): 578-585.
- Yang, C., Telmer, K. and Veizer, J. 1996. Chemical dynamics of the "St Lawrence" riverine system: $\delta D-H_2O$, $\delta O-18(H_2O)$, $\delta C-13(DIC)$, $\delta S-34(sulfate)$, and dissolved $Sr-87/Sr-86$. *Geochimica Et Cosmochimica Acta* 60(5): 851-866.

ANNEXE

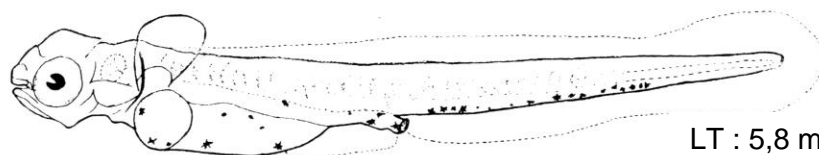
Figure A1. Stades de développement de la perchaude (*Perca flavescens*)



LT : 5,6 mm

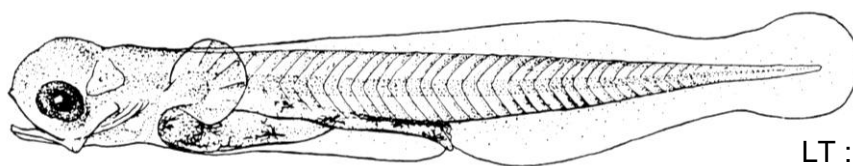


LT : 5,8 mm



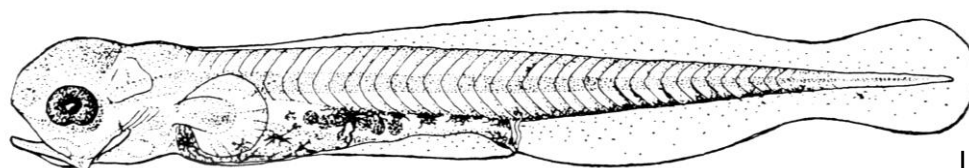
LT : 5,8 mm

Stade A : Présence d'un sac vitellin avec gouttelette lipidique.

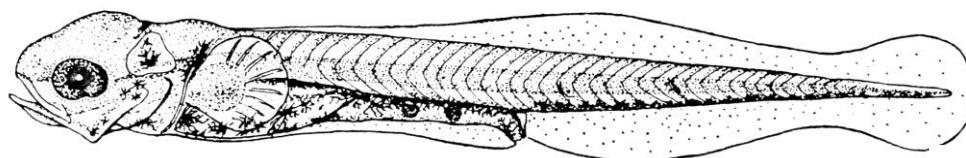


LT : 6,8 mm

Stade B : Présence d'un sac vitellin (en partie résorbé) avec une gouttelette lipidique.

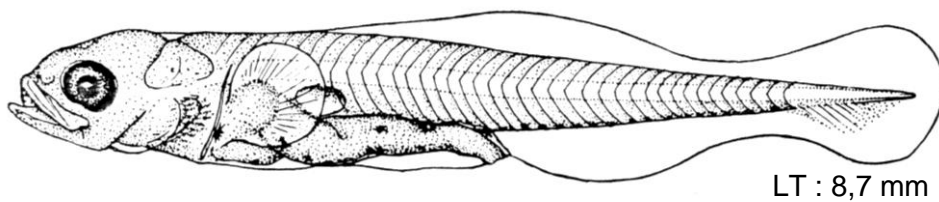


LT : 7 mm

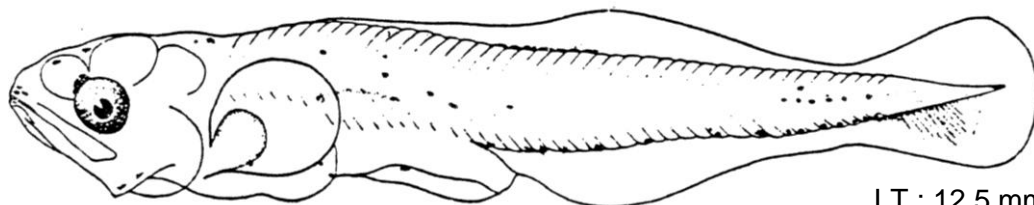


LT : 7,2 mm

Stade C. Absence de sac vitellin.

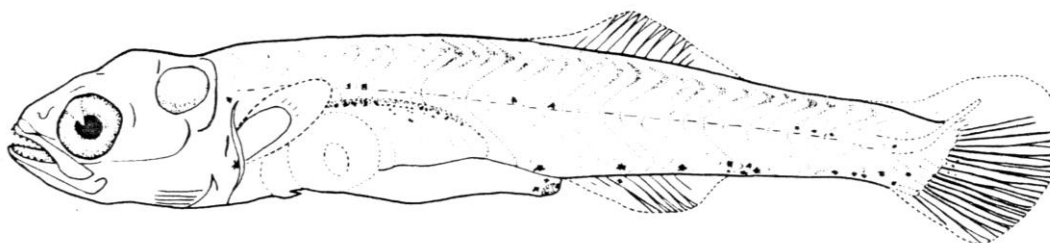


LT : 8,7 mm

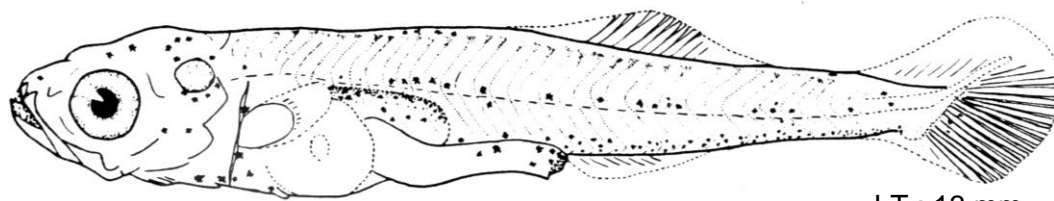


LT : 12,5 mm

Stade D : Présence de rayon dans la nageoire caudale.

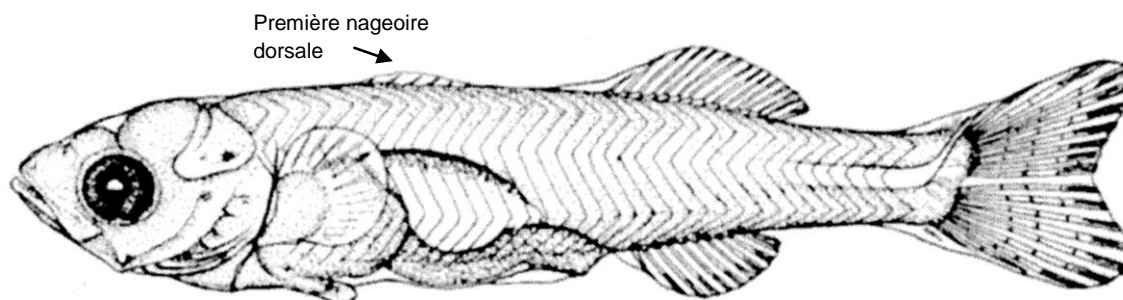


LT : 13 mm



LT : 13 mm

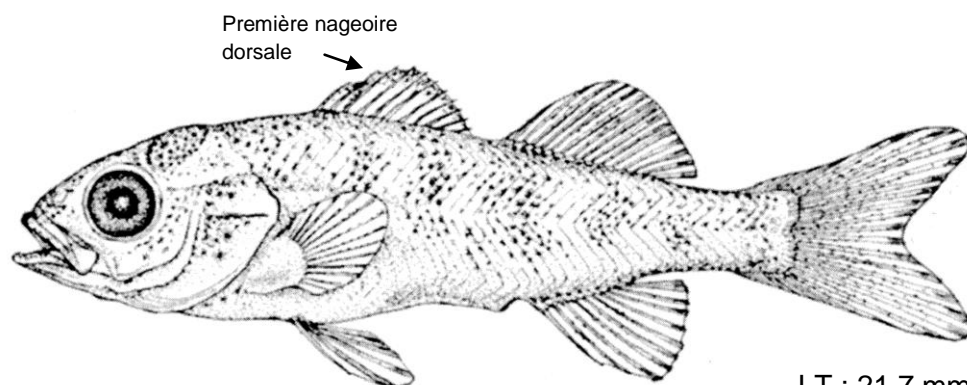
Stade E : Présence de rayons dans les nageoires dorsale et anale.



Première nageoire
dorsale →

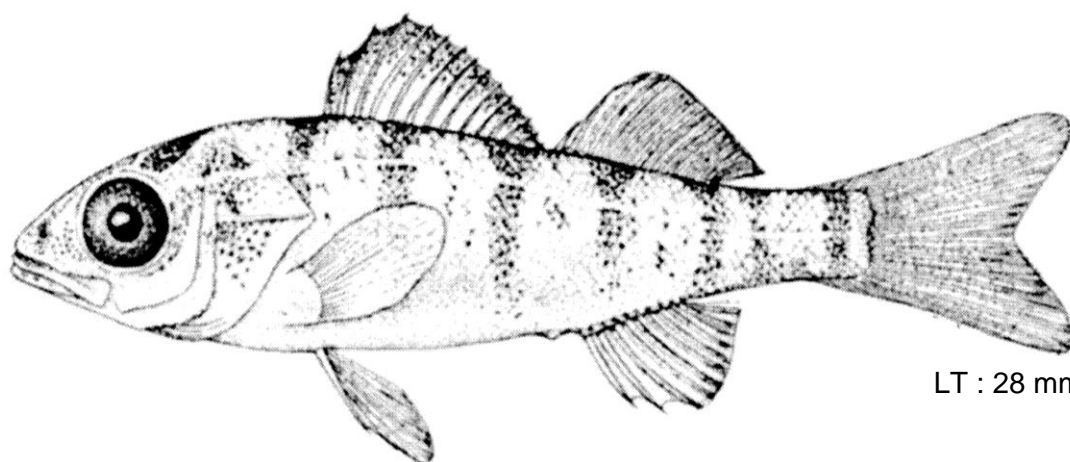
LT : 14,2 mm

Stade F. Apparition de la première nageoire dorsale.



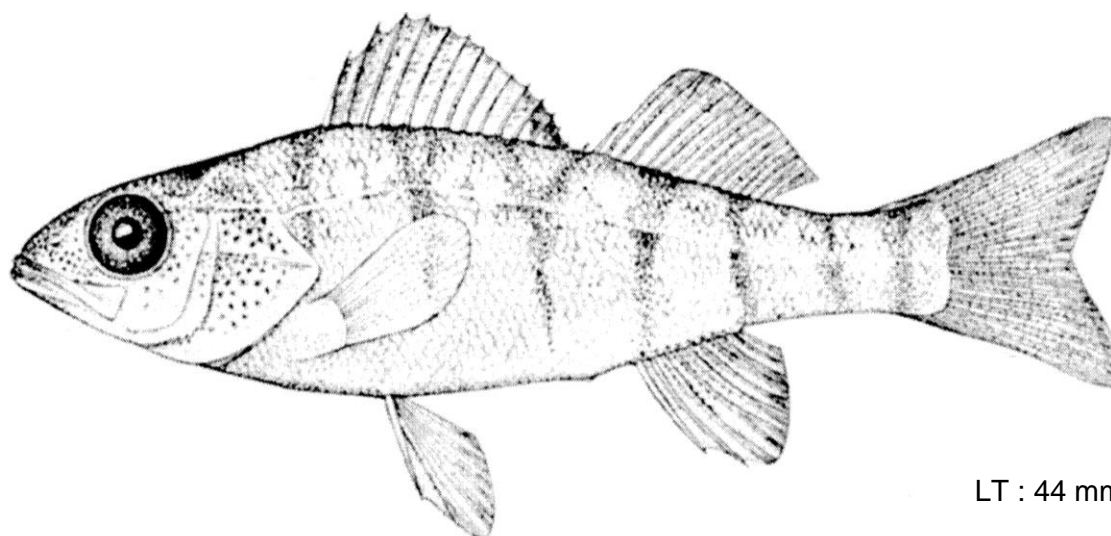
LT : 21,7 mm

Stade G : La première nageoire dorsale est bien formée.



LT : 28 mm

Stade H : Juvénile (longueur totale : 25-30 mm).



LT : 44 mm

Stade I : Juvénile (longueur totale : 30,1-45 mm).

Figures tirées d'Auer (1982) et de Mansueti (1964)

Tableau A1. Proportion des échantillons ayant une concentration supérieure à la limite de détection (LD) et à la limite de quantification (LQ) pour tous les éléments/isotopes quantifiés.

	% échantillon >LD	% échantillon >LQ
²³ Na	100	100
²⁴ Mg	100	100
²⁵ Mg	100	100
²⁹ Si	37,3	24,9
⁴⁴ Ca	100,0	100,0
⁴⁸ Ti	100,0	100,0
⁵⁵ Mn	94,9	89,9
⁵⁶ Fe	43,8	27,2
⁵⁷ Fe	100,0	100,0
⁶⁴ Zn	95,8	82,9
⁶⁶ Zn	92,2	74,6
⁶⁹ Ga	100,0	95,4
⁸⁶ Sr	100,0	100,0
⁸⁷ Sr	100,0	100,0
⁸⁸ Sr	100,0	100,0
¹³⁶ Ba	94,0	73,7
¹³⁷ Ba	100,0	100,0
¹³⁸ Ba	100,0	100,0

Tableau A2. Composition réelle et composition évaluée à l'aide de l'estimateur du maximum de vraisemblance de HISEA pour 20 prolarves soustraites de la base de données de référence et traitées comme un échantillon mixte d'origine inconnue. L'incertitude correspond à l'erreur type. Am-n : amont-nord, Am-s : amont-sud, LSP-n : lac Saint-Pierre nord, LSP-s: lac Saint-Pierre sud, Av-n : aval-nord, Av-s : aval-sud

	Composition réelle		Composition estimée par HISEA
	Nombre	Pourcentage (%)	Pourcentage (%)
Am-n	0	0	1 ± 4
Am-s	2	10	3 ± 5
LSP-n	1	5	12 ± 13
LSP-s	3	15	23 ± 20
Av-n	4	20	19 ± 20
Av-s	10	50	42 ± 17

